

UNIVERSIDADE DE LISBOA  
FACULDADE DE CIÊNCIAS  
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA ANIMAL



**Análise de áreas vitais e identificação de  
habitats potenciais dos golfinhos-roazes  
(*Tursiops truncatus*) na zona costeira da  
Arrábida**

**ANA FILIPA SAMPAIO DUARTE**

DISSERTAÇÃO  
MESTRADO EM ECOLOGIA MARINHA

2014



**UNIVERSIDADE DE LISBOA**  
FACULDADE DE CIÊNCIAS  
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA ANIMAL



**Análise de áreas vitais e identificação de  
habitats potenciais dos golfinhos-roazes  
(*Tursiops truncatus*) na zona costeira da  
Arrábida**

**ANA FILIPA SAMPAIO DUARTE**

ORIENTADORES:

Doutora Inês Carvalho

(Instituto Gulbenkian de Ciência e Associação para as Ciências do Mar)

Professor Doutor Carlos Assis

(Universidade de Lisboa, Faculdade de Ciências, Departamento de Biologia Animal)

DISSERTAÇÃO  
MESTRADO EM ECOLOGIA MARINHA

2014



## Agradecimentos

Depois de três anos de muito trabalho, de várias mudanças, de muitas aventuras, de muita indecisão, de muito receio e de muito esforço e dedicação, consigo finalmente cumprir mais um objetivo a que me tinha proposto.

Mas sem dúvida que a realização deste trabalho não teria sido possível sem a colaboração de várias pessoas, às quais apresento o meu sincero agradecimento:

À Doutora Inês Carvalho por ter aceite ser minha orientadora e ter sido de facto uma orientadora brutal! Obrigada pelos conselhos, sugestões, conversas, motivação e esforço empregue para corrigir esta longa tese em tempo *record*. Obrigada pela tua disponibilidade com isenção de horário, pela tua paciência e por confiares em mim e no meu trabalho! Desculpa teres abdicado de parte das tuas férias com a tua família. Mas muito obrigada por isso, pela tua amizade e por tudo o resto!!

Ao Prof. Doutor Carlos Assis por ter aceite a orientação deste trabalho mesmo não se enquadrando na sua área de trabalho. Obrigada pela disponibilidade sem horários, pelo esforço extra para corrigir a tese rapidamente, por confiar em mim, pelos conselhos e pela amizade!

À Doutora Cristina Brito por me ter recebido na Escola de Mar, onde eu gosto tanto de trabalhar, por me dar a oportunidade de fazer uma tese no âmbito que eu pretendia, por me dar oportunidade de trabalhar e desenvolver competências em áreas que são do meu interesse e importantes para o meu futuro, mas principalmente por ser uma pessoa fantástica! Obrigada pela ajuda com os amendoins! Obrigada por confiares em mim e no meu trabalho, pelos conselhos, pela motivação, pela disponibilidade (mesmo tendo outras 300000 coisas para fazer) e pela amizade!!

Ao Prof. Doutor Francisco Andrade do Centro de Oceanografia da FCUL, à Sara Grilo, à Doutora Raquel Gaspar da Associação Viver a Ciência, à Patrícia Mota, e à Doutora Marina Sequeira do ICNF pela colaboração e disponibilização de dados à Escola de Mar para a realização do presente trabalho.

À Troia-Natura S.A. pelo financiamento para os projetos no âmbito dos quais se desenvolveu o presente trabalho.

À Prof. Doutora Fernanda Diamantino pela preciosa ajuda no tratamento estatístico dos dados, pela simpatia, pelos esclarecimentos, pelas sugestões, pelos conselhos e pela disponibilidade.

À Andreia e ao Francisco por tudo o que fizeram no decorrer deste trabalho. Vocês sabem que seria quase impossível sem a vossa ajuda! Muito obrigada por me aturarem, por responderem às minhas perguntas tontas, por todas as dicas de ArcGIS, pela ajuda na construção dos modelos e por todos os concelhos, ensinamentos e sugestões. Obrigada mesmo!

À Verinha pela ajuda, pela motivação, pela sinceridade, pela confiança, por me ouvir nos momentos mais complicados, por estar sempre lá, pela preocupação e pela amizade. Tu és uma miúda brutal Vera!

A toda a equipa da Escola de Mar pois todos foram importantes para a construção e concretização deste trabalho.

À Raquel, à Marisa, à Márcia, à Cristina, à Rita e à Cheilinha por todo o apoio, pelos sorrisos, pelo mimo, pela motivação, por acreditarem em mim e sem dúvida por serem pessoas tão especiais! Por me desencaminharem quando foi tão preciso, pela parvoeira, pelos jantares e risadas e por estarem sempre lá! É uma honra ter amigas como vocês!

A todos os meus amigos que me apoiaram quando mais precisei e me têm ajudado a seguir sempre em frente, ao longo de todo o meu percurso académico e de toda a minha vida. Obrigada pelos cafés, jantares, conversas e tantos outros. Sem vocês seria sem dúvida muito mais difícil.

À minha família, em especial a vocês Paizão, Mami e Mano por acreditarem sempre que sou capaz, por me apoiarem incondicionalmente e me encorajarem a lutar para alcançar tudo aquilo que desejo! Obrigada pela dedicação, pelos mimos, pelo esforço, pelo amor! Obrigada por tudo o que fizeram e continuam a fazer por mim! Sem vós seria impossível!!

Ao Hélder... é difícil dizer exatamente o que é que te quero agradecer quando fazes tanto por mim... Obrigada por estares ao meu lado sempre! Obrigada pela amizade, pelo respeito, pelo mimo, pela confiança e por me encorajares e motivares quando já nem eu própria sei se consigo. Obrigada por acreditares em mim e me tornares uma pessoa melhor! Obrigada pelo amor!

## Resumo

O conhecimento das relações existentes entre a espécie e o seu habitat é fundamental para a implementação de estratégias eficazes de conservação.

Neste trabalho pretendeu-se estudar a utilização de habitat de forma a identificar as áreas críticas e habitats potencialmente mais adequados à ocorrência de duas populações simpátricas de golfinhos-roazes (*Tursiops truncatus*) na zona costeira da Arrábida – a população residente no estuário do Sado e a população de golfinhos-roazes costeiros que ocorre nesta região.

Os dados foram recolhidos em saídas de mar realizadas entre 1998 e 2013. Em cada avistamento registaram-se diversos parâmetros como a posição geográfica e feito o registo fotográfico dos indivíduos. A estimativa das áreas vitais calculou-se utilizando o Mínimo Polígono Convexo e o Estimador de Densidade de Kernel, demonstrando que os dois grupos de golfinhos-roazes utilizam o habitat de forma diferenciada, tanto a nível do grupo como a nível individual, pois apresentam áreas vitais e áreas críticas distintas no tamanho e localização. Assim, a área de sobreposição de ocorrência observada é reduzida, diminuindo a probabilidade de interações entre os dois grupos que seriam importantes numa perspetiva de conservação da população residente do Sado.

A Modelação de Máxima Entropia revelou que as variáveis ambientais determinantes na distribuição da população do Sado são a distância à costa, a profundidade e a direção da costa, enquanto a ocorrência dos roazes costeiros depende da distância à costa, da orientação do fundo oceânico e da direção da costa. Os habitats previstos pela modelação como mais adequados para os dois grupos de golfinhos-roazes localizam-se maioritariamente dentro dos limites do Parque Marinho Professor Luiz Saldanha, realçando a importância que esta área marinha protegida poderá ter no futuro para a ocorrência desta espécie na região.

Este estudo evidencia um certo nível de segregação destes dois grupos de roazes e identifica áreas potencialmente relevantes para a conservação desta espécie na área de estudo. Assim, o presente trabalho reforça a necessidade de realizar pesquisas futuras nesta região e salienta a importância de compreender os mecanismos que influenciam a distribuição desta espécie numa escala local para a implementação de medidas de gestão e conservação realmente eficazes.

**Palavras-chave:** golfinho-roaz, *Tursiops truncatus*, Arrábida, Estuário do Sado, utilização de habitat, áreas críticas, Modelação de Máxima Entropia.

## Abstract

Understand species-habitat relationships are critical in order to identify special areas for conservation.

The aim of this work was to study the habitat use in order to identify critical areas and suitable habitats for the occurrence of two sympatric populations of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the Arrábida's coast – the resident population of the Sado estuary and the coastal population.

Data were collected on boat-based surveys carried out between 1998 and 2013. In each sighting several parameters were recorded, like the geographic position and the photographic identification of each individual. Home ranges estimates were performed using the Minimum Convex Polygon and the Kernel Density Estimator. The results showed that the two groups of bottlenose dolphins use habitat in a different way, because their home ranges and critical areas are different in size and location. Therefore, the overlap area of occurrence observed is reduced, decreasing the likelihood of interactions between the two groups of bottlenose dolphins, that would be important for Sado population in a conservation perspective.

The Maximum Entropy Modelling showed that the most important environmental variables influencing the distribution of the Sado population were the distance to the coast, the depth and the coast direction, while the occurrence of coastal bottlenose dolphins depended on the distance to the coast, the seabed aspect and the coast direction. The most suitable areas for the two groups of bottlenose dolphins by modeling were located mostly within the boundaries of Professor Luiz Saldanha Marine Park, highlighting the importance of this marine protected area in the near future, for the occurrence of this species in the region.

This study evidences a degree of segregation of these two groups of bottlenose dolphins and identifies potentially relevant habitats to the conservation of this species in the study area. Thus, this study reinforces the need to conduct further research in this region and highlights the importance of understanding the mechanisms that influence the distribution of this species on a local scale to implement effective conservation and management measures.

**Keywords:** bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus*, Arrábida, Sado Estuary, habitat use, critical areas, Maximum Entropy Model.



## Índice

1. Introdução .....	1
1.1. A espécie <i>Tursiops truncatus</i> .....	1
1.2. Populações simpátricas de golfinhos .....	3
1.3. Seleção e utilização de habitat .....	4
1.4. Áreas vitais .....	6
1.5. Modelação de habitat potencial .....	7
1.6. A espécie <i>Tursiops truncatus</i> na zona costeira da Arrábida .....	9
1.7. Enquadramento e relevância do estudo .....	11
2. Objetivos do estudo .....	13
3. Metodologia .....	15
3.1. Área de estudo .....	15
3.2. Recolha de dados .....	16
3.2.1. Dados de ocorrência dos golfinhos-roazes .....	16
3.2.2. Foto-identificação dos indivíduos .....	19
3.2.3. Variáveis ambientais utilizadas na modelação de habitat potencial .....	20
3.2.3.1. Análise estatística das variáveis ambientais .....	21
3.3. Análise das áreas vitais e da utilização de habitat dos golfinhos-roazes (do Sado e costeiros) .....	22
3.3.1. Mínimo Polígono Convexo - MPC .....	22
3.3.2. Estimador de densidade de Kernel - Kernel .....	23
3.3.3. Análise/tratamento dos dados .....	24
3.4. Modelação de habitat potencial .....	26
3.4.1. Maxent .....	26
3.4.2. Avaliação dos modelos .....	28
3.4.3. Adequabilidade das áreas críticas .....	29
3.5. Importância da área de sobreposição de ocorrência .....	29
4. Resultados .....	31
4.1. Áreas vitais .....	31
4.1.1. Áreas vitais das populações .....	31
4.1.2. Comparação de áreas vitais entre os indivíduos das duas populações .....	33
4.1.3. Comparação de áreas vitais entre indivíduos da mesma população .....	35
4.2. Modelação de habitat potencial .....	39
4.2.1. Maxent .....	39

4.2.2. Adequabilidade das áreas críticas .....	45
4.3. Importância da área de sobreposição de ocorrência.....	47
5. Discussão .....	51
5.1. Áreas vitais .....	51
5.1.1. Dados Áreas vitais das populações .....	51
5.1.2. Comparação de áreas vitais entre indivíduos das duas populações.....	54
5.1.3. Comparação de áreas vitais entre indivíduos da mesma população .....	55
5.1.4. Metodologia .....	58
5.2. Modelação de habitat potencial .....	59
5.2.1. Adequabilidade das áreas críticas .....	62
5.2.2. Metodologia .....	63
5.3. Importância da área de sobreposição de ocorrência.....	64
6. Considerações finais .....	67
7. Referências bibliográficas.....	69
Apêndice I.....	79
Apêndice II.....	80
Apêndice III.....	80
Apêndice IV .....	81

# 1. Introdução

## 1.1. A espécie *Tursiops truncatus*

O golfinho-roaz, *Tursiops truncatus* (Montagu, 1821), é uma espécie pertencente à família *Delphinidae* e uma das mais conhecidas espécies de cetáceos. A frequente presença ao longo da costa tornou esta espécie alvo de estudos em todo o mundo, sendo uma das mais estudadas entre as 85 espécies de cetáceos existentes (Leatherwood & Reeves, 1990; Reynolds *et al.*, 2000)

Em várias regiões geográficas por todo o mundo têm sido descritas duas formas para a espécie *T. truncatus*, correspondentes a dois ecótipos distintos: uma forma pelágica e uma forma costeira (Van Waerebeek *et al.*, 1990; Klinowska, 1991; Mead & Potter 1995; Wells & Scott, 2009).

As populações pelágicas ocorrem em águas oceânicas mais profundas ou junto a ilhas oceânicas, particularmente em zonas produtivas, como a plataforma e o talude continental (Wells & Scott, 2009), enquanto as populações costeiras ocorrem em habitats ao longo das faixas costeiras, podendo ocupar zonas como baías, lagoas, estuários e rios (Klinowska, 1991; Hammond *et al.*, 2012). Entre as populações pelágicas e costeiras existem diferenças morfológicas, osteológicas e moleculares (LeDuc & Curry, 1998; Rossbach & Herzing, 1999), bem como diferentes perfis genéticos e faunas parasitárias (Hoelzel *et al.*, 1998a; Natoli *et al.*, 2004; Segura *et al.*, 2006; Tezanos-Pinto *et al.*, 2008; Kingston *et al.*, 2009). Algumas populações costeiras formam populações residentes em fiordes e em ambientes pouco profundos como estuários, baías e enseadas abrigadas (Williams *et al.*, 1993; Lusseau, 2003).

Os roazes costeiros apresentam vários padrões de movimentos, incluindo migrações sazonais, residência periódica e uma combinação de movimentos ocasionais de longo alcance e residência repetida (Wells & Scott, 1999).

Apesar da tendência para formar populações residentes, na Europa são conhecidas apenas algumas populações de roazes residentes, entre as quais: uma em Moray Firth, nordeste da Escócia (Wilson *et al.*, 1997); uma no estuário de Shannon, na Irlanda (Ingram & Rogan, 2002); uma em Cardigan Bay, a oeste do País de Gales (Evans *et al.*, 2000) e uma no estuário do Sado, em Portugal (dos Santos & Lacerda, 1987).

Os golfinhos-roazes têm uma longevidade longa, verificando-se elevados índices de sobrevivência nos adultos. Um macho pode atingir os 40 anos de idade e uma fêmea os 50 anos (Reynolds *et al.*, 2000). Em contrapartida, esta espécie tem uma maturação sexual tardia, entre os 5 e os 13 anos para as fêmeas e entre os 8 e os 12 anos para os machos (Connor, RC *et al.*, 2000).

Apesar de ser uma espécie generalista e oportunista, as populações de roazes podem apresentar um conjunto de presas preferenciais consoante a área geográfica (Corkeron *et al.*,

1990), sendo que a estratégia alimentar depende do habitat, da disponibilidade de presas e, também, da dinâmica do grupo (Shane, 1990).

Normalmente, vivem em grupos de 2-15 indivíduos, embora se tenham observado grupos com mais de 1000 roazes (Shane *et al.*, 1986; Leatherwood & Reeves, 1990; Scott & Chivers, 1990). As populações que vivem em estuários e baías tendem a formar grupos mais pequenos do que as que vivem em mar alto, mas a tendência não é linearmente contínua com o aumento da distância à costa (Wells *et al.*, 1999).

A estrutura social dos golfinhos-roazes é caracterizada por unidades dinâmicas com um padrão fissão-fusão, isto é, que variam de grupos estáveis e residentes a grupos em constante mudança no tamanho e na composição, com entrada e saída de indivíduos ao longo do tempo, e uma associação com uma natureza fluida entre estes dois tipos de estrutura (fusão-fissão) (Williams *et al.*, 1993; Wilson *et al.*, 1997). A composição dos grupos dentro duma população tende a ser dinâmica, em que a idade, o sexo, a condição reprodutora, os graus de parentesco e as afiliações parecem ser os fatores determinantes (Wells, 2003).

Os roazes possuem padrões diários de comportamento, como a alimentação, a socialização ou a deslocação de uma área para outra, que são influenciados por fatores ambientais, como as marés (Irvine *et al.*, 1981), a hora do dia (Saayman & Tayler, 1973; Allen *et al.*, 2001) e a profundidade (Wiley *et al.*, 1994).

No que diz respeito ao estatuto de conservação, a União Internacional para a Conservação da Natureza (UICN) atribui à espécie *Tursiops truncatus* a categoria *Least Concern* (Pouco Preocupante), estimando-se um total de 600 000 animais em todo o mundo (Hammond *et al.*, 2012). No entanto, algumas populações costeiras encontram-se ameaçadas, já que estão mais sujeitas a ações humanas, tais como a poluição química e sonora, as capturas acidentais e a caça direta. Na Europa, diversas populações de golfinhos-roazes têm vindo a diminuir de efetivo nas últimas décadas, tendo algumas acabado mesmo por desaparecer (*e.g.* Haelters, 2005).

Em termos de proteção legal, esta espécie está incluída no Anexo II (espécies estritamente protegidas) da Convenção de Berna, transposta para a legislação portuguesa pelo Decreto-Lei nº 316/89 que proíbe, nomeadamente, a captura, detenção ou abate intencionais de indivíduos, assim como a deterioração ou destruição intencional dos seus habitats. Esta espécie está também inserida no Anexo II da Diretiva Habitats, sendo considerada uma espécie animal de interesse comunitário, cuja conservação requer a designação de zonas especiais de conservação (Rede Natura 2000). Além disso, em território português, a espécie encontra-se também protegida pelo Decreto-Lei nº 263/81 (proteção de mamíferos marinhos), pelo Decreto-Lei 114/90 (transposição da Convenção de Washington – CITES), além do Decreto-Lei n.º 9/2006, que regulamenta a observação de cetáceos em águas portuguesas.

## 1.2. Populações simpátricas de golfinhos

De acordo com Bearzi (2005a), simpatria consiste na ocorrência em simultâneo de duas ou mais espécies ou populações da mesma espécie numa mesma área geográfica, sendo que quando ocorrem no mesmo habitat se pode denominar por simpatria direta (Bearzi, 2005a).

As diferenças entre populações de golfinhos simpátricas podem ser ao nível da utilização do habitat, da preferência de presas, das características ambientais preferidas, das estratégias alimentares, ou mesmo ao nível dos hábitos e rotinas. Nomeadamente, espécies de golfinhos simpátricas podem explorar recursos a diferentes profundidades ou alimentar-se em diferentes alturas do dia, ou mesmo em diferentes épocas do ano (Bearzi, 2005a).

A literatura contém inúmeras referências a associações ou interações de espécies ou populações da família *Delphinidae* um pouco por todo o mundo, embora apenas um número reduzido de populações simpátricas de pequenos odontocetos foram estudadas em detalhe (Bearzi, 2005a).

As duas espécies do género *Tursiops* foram descritas como simpátricas por alguns investigadores em algumas regiões. Por exemplo, em torno das águas chinesas do arquipélago Penghu, as duas espécies parecem ocorrer em simpatria direta (Yang, 1976 *in* Bearzi, 2005b; Zhou & Qian, 1985). Porém, nessa área geográfica as duas espécies diferem ecologicamente: os roazes comuns (*T. truncatus*) preferem águas costeiras pouco profundas da plataforma continental, alimentando-se de peixes bentónicos, de recife e de cefalópodes; enquanto os roazes do Indo-Pacífico (*T. aduncus*) habitam águas mais oceânicas, alimentando-se principalmente de espécies pelágicas e mesopelágicas (Wang *et al.*, 2000b).

Entender a interação entre diferentes grupos que vivem numa área comum é importante para avaliar a conectividade entre eles (Martinho *et al.*, 2014).

Um dos exemplos que melhor ilustra a simpatria em delfínídeos acontece no Nordeste do Pacífico, onde duas populações de orcas simpátricas podem ser distinguidas como "residentes" ou "transientes" tendo em conta os seus diferentes comportamentos sociais e estratégias de caça. As comparações entre os animais que caçam peixe (residentes) e os animais que caçam mamíferos marinhos (transientes) demonstraram uma diferenciação genética altamente significativa, tanto ao nível do ADN nuclear como do ADN mitocondrial, de acordo com os níveis de variação intraespecífica e com divergência de linhagens matrilineares. Estas duas populações de orcas apresentam diferenças ainda ao nível vocal (produção de sons) e morfológico (têm dentes de tamanho e forma diferentes) (Hoelzel *et al.*, 1998b).

Estes factos demonstram que, mesmo numa área geográfica restrita, as pressões ecológicas e ambientais podem afetar a evolução dos traços fenotípicos envolvidos no isolamento reprodutivo das populações (Via, 2002).

Os golfinhos-roazes, particularmente, são conhecidos por apresentar morfologias contrastantes entre populações, mesmo que estas se encontrem geograficamente muito próximas (Hersh & Duffield, 1990; Gao *et al.*, 1995; Wang *et al.*, 2000b). Recentemente, estudos têm demonstrado que a estrutura social e genética destes animais influenciam as preferências de habitat (Möller *et al.*, 2007; Wiszniewski *et al.*, 2009), com diferentes comunidades de golfinhos associadas a diferentes tipos de habitats, mesmo ocorrendo na mesma área geográfica (Urian *et al.*, 2009).

A presença de dois grupos de golfinhos perto um do outro não significa forçosamente que eles interajam entre si (Chilvers & Corkeron, 2002; Bearzi *et al.*, 2005), podendo existir mesmo um nível de segregação elevado entre esses grupos, como se verifica para as orcas no Nordeste do Pacífico (Hoelzel *et al.*, 1998b).

### **1.3. Seleção e utilização de habitat**

A seleção de habitat, de facto, pode ser considerada uma função complexa e dinâmica dos requisitos essenciais do indivíduo como alimentos, companheiros, evitar predadores e/ou competidores e a capacidade de se deslocar entre habitats (Schofield, 2003).

As características do habitat selecionado influenciam os requisitos do animal e resultam em padrões de comportamento que variam espacial e temporalmente ao longo de todo o habitat (Connor, EF *et al.* 2000). Assim, as diferenças na utilização do habitat são principalmente o resultado dos diferentes hábitos alimentares mas também de outros fatores, como a presença de concorrentes potenciais ou as mudanças ambientais.

A distribuição espacial e temporal dos cetáceos é influenciada por uma série de fatores ambientais (*e.g.* variáveis físico-químicas e climatológicas), fatores bióticos (*e.g.* disponibilidade de alimento, competição e predação) e fatores antropogénicos (*e.g.* atividades de pesca, tráfego de embarcações e poluição) (Jaquet, 1996; MacLeod *et al.*, 2004; Azzelino *et al.*, 2008).

Relativamente a fatores ambientais, a temperatura da água, a profundidade, o gradiente do fundo marinho e o tipo de sedimento demonstraram ter influência na distribuição e na utilização de habitat por parte de várias espécies de cetáceos (Kenney, 1990; Baumgartner, 1997; Azzelino *et al.*, 2008).

No caso de *T. truncatus*, a sua enorme capacidade adaptativa e plasticidade ambiental resultam em variações intraespecíficas ao nível da fidelidade local, dos movimentos individuais e de grupo, da composição do grupo e dos padrões de comportamento que tornam difícil a realização de generalizações para toda a área de distribuição.

Vários estudos demonstraram que existem diferenças significativas ao nível das preferências ambientais e da utilização de habitat entre populações de roazes. Por exemplo, Kenney (1990) observou que os valores de temperatura superficial do mar para as áreas de ocorrência de duas populações de golfinho-roaz, uma costeira e outra *offshore*, eram significativamente diferentes. Também para populações residentes, a utilização de habitat e as preferências ambientais diferem consoante o local. Em Moray Firth, na Escócia, os roazes preferem áreas mais profundas (Wilson *et al.*, 1997), com uma topografia bentónica acentuada; enquanto os roazes residentes na Florida preferem áreas pouco profundas, cuja profundidade seja inferior a 3 m (Irvine *et al.*, 1981).

A identificação destas diferenças nas preferências ambientais e na utilização de habitat entre populações ou grupos de roazes tem permitido avaliar qual o tipo de habitat mais adequado e mais relevante para cada população (Ingram & Rogan, 2002) e é normalmente a primeira abordagem para avaliar o nível de segregação entre várias populações ou comunidades (Segura *et al.*, 2006; Möller *et al.*, 2007), mesmo que estas ocupem a mesma área geográfica (Wiszniewski *et al.*, 2009; Fernandez *et al.*, 2011).

Assim, os mecanismos que controlam a estruturação geográfica das populações de golfinhos-roazes parecem estar fortemente relacionados com a escolha e a dependência do habitat ao nível local (Natoli *et al.*, 2005; Segura *et al.*, 2006).

Hoyt (2005) definiu o *habitat crítico* para os cetáceos como "um lugar ou área usada regularmente por um grupo, população ou espécie de cetáceos para realizar tarefas essenciais para a sobrevivência e manutenção de uma taxa de crescimento da população saudável", ou seja, é a área mais utilizada pelos animais e essencial para a sua ocorrência.

Cada vez mais, os esforços de gestão para a conservação da biodiversidade marinha têm por base medidas ao nível do espaço utilizado pelos animais, nomeadamente a proteção de habitats e áreas identificados como críticos para a sua ocorrência (Agardy, 1994). A implementação de Áreas Marinhas Protegidas (AMP) tem sido uma das medidas utilizadas para a proteção de espécies de cetáceos (Hoyt, 2005). Apesar da eficácia deste tipo de medidas apresentar algumas limitações, uma vez que a maioria das espécies de cetáceos tende a ser bastante móvel (Ingram & Rogan, 2002), áreas críticas como as áreas de reprodução ou áreas em que se verifique a sobreposição da ocorrência de cetáceos e da ocorrência de atividades humanas ameaçadoras podem ser incluídas no projeto de uma AMP, de forma a diminuir o impacto que as atividades antropogénicas possam ter na ocorrência de cetáceos especificamente nesses locais (Game *et al.*, 2009).

Contudo, poucos estudos têm identificado habitat crítico para golfinhos-roazes (Ingram & Rogan 2002; Hastie *et al.*, 2003; Lusseau & Higham 2004). Numa escala mais fina, as mudanças na utilização de habitat por parte de cetáceos ou a influência de variáveis topográficas e temporais na sua distribuição são ainda pouco compreendidas (Boer *et al.*, 2014).

Claramente, é necessário estudar e compreender a utilização de habitat e as preferências ambientais especificamente numa base local antes de sugerir quaisquer medidas relacionadas com a gestão e conservação de habitat (Ingram & Rogan, 2002).

#### **1.4. Áreas vitais**

O espaço que um animal utiliza e necessita para a sua sobrevivência é um conceito chave na gestão da vida selvagem. Este espaço ou território é designado como área vital ou “*home range*” e engloba toda a área na qual o animal procura alimento, procura companheiro sexual e se reproduz e, nalguns casos, cuida das suas crias (Burt, 1943). Contudo, este espaço não é utilizado da mesma forma por todos os membros do grupo ou população, sendo que a extensão da área que cada indivíduo utiliza e a razão pela qual o faz são questões importantes na gestão da vida selvagem (Oshima *et al.*, 2010; Wolf, 2013). Possuindo esse tipo de informação básica sobre uma determinada população de animais é possível avaliar as ameaças já existentes ou que possam vir a existir na área vital dessa população, as suas potenciais consequências e, depois disso, desenvolver as estratégias de mitigação convenientes (Smith, 2012).

Vários fatores influenciam as características da área vital dos animais mas os principais são as estratégias alimentares, os sistemas de acasalamento, a existência de abrigo/refúgio, e o risco de predação (Clutton-Brock & Harvey, 1978). A interação destes fatores influencia os limites temporais e espaciais da área vital (Brown *et al.*, 2009). A necessidade de recursos, que são críticos para a sobrevivência, pode variar com a estação, o estado nutricional e o estado reprodutor (Clutton-Brock & Harvey 1978) e, portanto, a área vital pode aumentar ou diminuir de acordo com essas necessidades.

Consoante a disponibilidade de recursos e as necessidades do indivíduo, o fator determinante da dimensão da área vital pode ser diferente. Por exemplo, para animais que vivem em colónias, como por exemplo aves ou focas, os locais de acasalamento conduzem à concentração dos possíveis parceiros sexuais numa área reduzida, sendo a procura de alimento o principal fator que aumenta a área vital dos indivíduos (Brower, 1996; Robson *et al.*, 2004). No que respeita ao risco de predação, tipicamente os animais tendem a procurar uma área onde a densidade de



predadores seja baixa, e consequentemente o risco de predação seja reduzido (Anderson *et al.*, 2005).

Basicamente, a área vital é o resultado do equilíbrio entre as necessidades do indivíduo e os constrangimentos ambientais existentes.

Em relação aos mamíferos exclusivamente aquáticos, particularmente a maioria das pequenas espécies de cetáceos, a compreensão da seleção de habitat e a estimativa de áreas vitais constituem um verdadeiro desafio para os investigadores. Isto porque área vital é um conceito que não se aplica de forma linear a animais com as características comportamentais de muitos mamíferos marinhos, dada a forma particular de ocupação do espaço, muitas vezes sem uma associação evidente a uma área mais ou menos restrita e a aparente fluidez de algumas das unidades sociais (Cândido, 2003).

Estudos realizados por Wells (1991) em Sarasota, Florida, e Connor *et al.* (2001) em Shark Bay, Austrália Ocidental, permitiram perceber que um dos principais fatores que influenciam a área vital do golfinho-roaz é a estratégia de acasalamento poligâmica típica desta espécie. Segundo Wells (1991), existem diferenças entre as áreas vitais de machos e fêmeas, nomeadamente as fêmeas apresentam uma forte fidelidade local, enquanto os machos se deslocam mais livremente, chegando a misturar-se com comunidades adjacentes, o que não acontece com as fêmeas. Estas diferenças foram também verificadas nos golfinhos que habitam outra enseada, em Tampa Bay, Florida (Urian *et al.*, 2009).

Para o golfinho-roaz, outro fator importante com influência na dimensão da sua área vital é o tipo de habitat. As populações de roazes que habitam rios e estuários têm muitas vezes um carácter residente e, geralmente, apresentam áreas vitais pequenas (Gubbins, 2002; Fury & Harrison, 2008). Pelo contrário, os roazes que habitam águas oceânicas são conhecidos por terem um carácter mais transitório e as suas áreas vitais são muito maiores (Corkeron & Martin 2004; Silva *et al.*, 2008).

A maioria dos estudos sobre áreas vitais do golfinho-roaz tem o seu foco nos estuários e baías ou em águas oceânicas, mas não na zona costeira intermédia. Assim, o estudo das áreas vitais neste tipo de ecossistema e os fatores que as influenciam é relevante, uma vez que os golfinhos podem apresentar diferentes requisitos espaciais neste tipo de habitat (Smith, 2012).

### **1.5. Modelação de habitat potencial**

Devido à grande mobilidade e natureza esquiva da maioria das espécies de pequenos cetáceos, compreender como é feita a seleção de habitat por estas espécies é bastante difícil ou

exige a aplicação de métodos muito dispendiosos. Isto conduziu ao desenvolvimento de métodos indiretos, em que a heterogeneidade na distribuição é quantificada como uma função de variáveis do habitat, como profundidade, temperatura da superfície do mar, produtividade primária, tipo de fundo, correntes de maré, sistemas frontais, entre outras (MacLeod *et al.*, 2004; Hastie *et al.*, 2005; Panigada *et al.*, 2008). Surgiram, então, os modelos de habitats potenciais, que desempenham um papel fundamental na melhoria da compreensão dos processos ecológicos subjacentes à distribuição de cetáceos (Redfern *et al.*, 2008). Uma melhor compreensão de como as distribuições de pequenas espécies de cetáceos se alteram no espaço e no tempo e em diferentes escalas é, em última análise, uma ajuda importante na seleção e na implementação de áreas protegidas (Boer *et al.*, 2014).

A modelação preditiva de habitat tem-se tornado uma ferramenta cada vez mais útil para os ecologistas marinhos e cientistas de conservação estimarem padrões de distribuição de espécies e desenvolverem estratégias de conservação mais eficazes (Johnson & Gillingham 2005; Tsoar *et al.*, 2007; Edrén *et al.*, 2010; Ready *et al.*, 2010). Estes modelos preveem quantitativamente a relação entre fatores ambientais e a distribuição da fauna ao longo do espaço (Guisan & Thuiller, 2005) e podem ser utilizados para produzir uma representação visual da distribuição da espécie em estudo (Drew *et al.*, 2011). Também designados modelos de habitat potencial, usam uma variável de resposta (*e.g.* presença/ ausência) e várias co-variáveis de previsão (*e.g.* batimetria, declive, temperatura da superfície do mar, tipo de habitat) para explicar a distribuição do animal/grupo (Cañadas & Hammond, 2008).

Existem essencialmente dois tipos de modelos de habitat: os que têm por base dados de presença/ausência e aqueles que utilizam somente dados de presença nas previsões da distribuição de espécies (Tsoar *et al.*, 2007). Uma desvantagem dos modelos que consideram apenas dados de presença é serem particularmente sensíveis a erros de amostragem (Elith *et al.*, 2011). Estes erros podem ser minimizados através da conceção e delineação precisa e adequada dos métodos de amostragem.

Ao selecionar o tipo de modelo a detetabilidade das espécies deve ser considerada, pois caso se trate de espécies raramente observáveis, ou cujos dados de distribuição sejam escassos (raramente detetados) será mais adequado utilizar um modelo só de presenças para realizar a modelação preditiva (Pearce & Boyce, 2006).

Outros dois aspetos importantes a considerar na modelação de habitat potencial são a escala e as co-variáveis. A escala deve corresponder ao que se sabe sobre a biologia e a distribuição da espécie em estudo e deve coincidir com a resolução das co-variáveis usadas no modelo (Redfern *et al.*, 2006). As co-variáveis podem ser adquiridas através de deteção remota ou recolhidas *in situ*.

Dados ambientais obtidos por satélite têm sido utilizados de forma eficaz em modelos de habitat potencial de larga escala para golfinhos, principalmente para prever a distribuição de espécies de golfinhos oceânicos, como o golfinho-comum-de-bico-curto (*Delphinus delphis*) (Cañadas & Hammond, 2008). Contudo, se o objetivo do estudo é a modelação de habitats potenciais numa escala mais fina, então é necessário que as co-variáveis utilizadas no modelo tenham uma resolução mais elevada para que a modelação tenha algum significado.

As informações sobre abundância, distribuição e preferências de habitat obtidas a partir de modelos preditivos de habitat potencial podem ser usadas no planeamento de áreas marinhas protegidas. Em particular, estes modelos têm sido muito úteis na identificação de habitat crítico a ser protegido para a conservação de delfínidos altamente móveis, como o golfinho-roaz (*Tursiops truncatus*) (Ingram & Rogan, 2002), o golfinho-riscado (*Stenella coeruleoalba*) (Cañadas & Hammond, 2008) e o boto (*Phocoena phocoena*) (Embling *et al.*, 2010).

### **1.6. A espécie *Tursiops truncatus* na zona costeira da Arrábida**

A presença regular de golfinhos-roazes ao longo da costa continental Portuguesa está já bem documentada (Teixeira, 1979; Sequeira, 1988), conhecendo-se a ocorrência de grupos não residentes ao longo da costa norte (*e.g.* Araújo *et al.*, 2011), da zona centro (*e.g.* Brito *et al.*, 2009; Martinho *et al.*, 2014) e do sul de Portugal (*e.g.* Laborde *et al.*, 2011).

No entanto, o principal foco dos estudos de golfinhos-roazes em Portugal continental tem sido a população residente no estuário do Sado, uma das mais pequenas em todo o mundo (Teixeira & Duguy, 1981; dos Santos, 1985; dos Santos & Lacerda, 1987). Descrita pela primeira vez em 1863 por Barbosa du Bocage (dos Santos & Lacerda, 1987) e com algumas referências ao longo do século 20. A partir da década de 1980, esta população tem sido monitorizada de forma mais ou menos contínua, e as pesquisas realizadas indicaram um padrão claro de residência (dos Santos, 1985; dos Santos & Lacerda, 1987; Gaspar, 2003; Cândido, 2003), uma vez que os indivíduos permanecem ao longo de todo o ano no estuário do Sado e na zona costeira adjacente. Ao longo das últimas décadas esta população tem-se encontrado em declínio e o seu futuro está seriamente ameaçado devido ao reduzido efetivo populacional atual (Gaspar, 2003). Nos anos de 1980 estimava-se que o número de indivíduos na população rondava os 40 (dos Santos & Lacerda, 1987); presentemente existem apenas 26 (Carvalho *et al.*, 2014). O número reduzido de indivíduos, o seu envelhecimento, as características intrínsecas à própria espécie (*e.g.* baixa taxa reprodutiva) e fatores extrínsecos à população (*e.g.* a degradação do habitat) ameaçam gravemente a continuidade desta população única em Portugal.

Em 2009, reconhecendo a singularidade da população do Sado, o Instituto Português da Conservação da Natureza e das Florestas (ICNF) aprovou, pelo Despacho n.º 21997/2009 de 2 de outubro, o *Plano de Acção para a Salvaguarda e Monitorização da população de Roazes do Estuário do Sado* em que foram definidas várias ações prioritárias para a conservação desta população. Uma das ações prioritárias tem a ver com a caracterização genética desta pequena população e perceber qual o grau de isolamento genético relativamente a outras populações de golfinhos roazes costeiros, bem como perceber quais níveis de consanguinidade dos indivíduos da população (Carvalho *et al.*, 2014).

Martinho *et al.* (2013) registou algumas evidências de emigração de sub-adultos da população do Sado e uma interação temporária entre indivíduos do Sado e roazes não residentes, sugerindo que a população de golfinhos do Sado talvez deva ser considerada uma “comunidade” aberta. Na verdade, em 2013 observou-se um fenómeno de imigração na população do Sado, pois um juvenil proveniente muito provavelmente de uma população costeira integrou a população do Sado. Este indivíduo foi aceite e está integrado na população, sendo observado frequentemente com outros juvenis do grupo residente (Inês Carvalho, comunicação pessoal).

A ocorrência de golfinhos-roazes na costa da Arrábida e na zona costeira adjacente ao estuário do Sado, para além da população residente no estuário do Sado, já é conhecida desde que os pescadores utilizam estas águas e que os indivíduos desta espécie começaram a ser alvo de capturas, que se mantiveram ainda durante o século 20 (Brito *et al.*, 2009). Os roazes avistados ao largo da costa da Arrábida parecem dividir-se em vários grupos entre transientes, não residentes e um grupo de indivíduos residente (Martinho *et al.*, 2014).

Uma vez que os roazes do estuário do Sado utilizam frequentemente a zona costeira adjacente (Cândido, 2003; Gaspar, 2003; Grilo, 2010), existe uma possível sobreposição da distribuição dos animais residentes no Sado e dos roazes costeiros. Isto sugere que os dois grupos podem usar uma parte desta área costeira em simpatria. No entanto, a informação que existe sobre a utilização e a distribuição da população residente do Sado fora do estuário é limitada e os encontros entre os dois grupos de roazes são pouco frequentes (Martinho *et al.*, 2013).

Outra das ações prioritárias do *Plano de Acção para a Salvaguarda e Monitorização da população de Roazes do estuário do Sado* consistiu no projeto “Roazes: Habitat e Simpatria - Estudo da utilização de habitat pela população residente de roazes (*T. truncatus*) do estuário do Sado e das interações simpátricas intraespecíficas na zona costeira adjacente”. Segundo este projeto, que teve como principal objetivo estudar de forma continuada e consistente as interações entre os golfinhos-roazes residentes no Sado e os roazes costeiros, a área de ocorrência destes dois grupos de roazes é muito próxima, sobrepondo-se ligeiramente. Contudo, não foram observados encontros mistos no decorrer do projeto (Martinho *et al.*, 2013).

Como mamíferos sociais, seria esperado observar-se comportamentos sociais e comportamentos reprodutivos entre os indivíduos destes dois grupos. Não obstante, como já foi referido a presença de dois grupos de golfinhos perto um do outro não significa forçosamente que eles interajam.

Efetivamente, as observações de interações ou trocas entre o grupo de roazes residentes no Sado e os grupos simpátricos de roazes costeiros sempre foram raras (Gaspar, 2003). Com base na bibliografia existente, estão documentados 8 encontros mistos ocorridos entre 1981 e 2010 (Harzen, 1995; Grilo, 2010; Gaspar, 2003). Contudo, a natureza destas interações permanece desconhecida, sendo necessárias novas pesquisas a fim de determinar o carácter e a frequência desses encontros e, mais importante ainda, se existe ou não uma troca genética entre os dois grupos de golfinhos-roazes.

### **1.7. Enquadramento e relevância do estudo**

Em ecologia, o conhecimento das relações existentes entre a espécie e o ambiente é fundamental para compreender os processos subjacentes à distribuição e utilização de habitat da espécie em causa e, conseqüentemente, para a implementação de estratégias eficazes de conservação e gestão de recursos (Pittman & McAlpine, 2003).

A estimativa de áreas vitais e habitats críticos constitui um dos pontos cruciais na análise de padrões de movimento dos indivíduos ou populações (Cândido, 2003). Atualmente, termos como “habitat crítico” e “áreas vitais” são bastante utilizados (Krausman, 2002) pois a proteção de um determinado habitat para conservar uma população dele dependente é um conceito-chave nos mecanismos de gestão da fauna e da vida selvagem no geral (Morrison *et al.*, 2006).

Por outro lado, a modelação preditiva de habitat potencial tem-se tornado uma ferramenta cada vez mais útil na descrição e compreensão dos processos que determinam a distribuição dos animais (Redfern *et al.*, 2006).

A complexidade e heterogeneidade de habitats influencia a forma como os animais se distribuem numa determinada área, nomeadamente, por variações na abundância, distribuição e disponibilidade de recursos alimentares (Ballance, 1992). Por conseguinte, as áreas que apresentem melhores condições são, provavelmente, mais adequadas do que outras e, portanto, assumem uma maior importância para a ocorrência de uma dada espécie. Para identificar estas áreas de elevado interesse é necessário avaliar quais os requisitos ambientais que são relevantes para uma espécie e que determinam os habitats críticos para a sua ocorrência (Ingram & Rogan, 2002; Boer *et al.*, 2014).

Estudos realizados sobre os padrões diários de movimento dos golfinhos-roazes residentes no estuário do Sado (*e.g.* Grilo 2010; Cândido, 2003; Gaspar 2003), observaram que a população utiliza de forma frequente (em algumas alturas do ano numa base diária) a zona costeira adjacente ao estuário, nomeadamente a faixa de mar ao longo da península de Troia (Gaspar, 2003). À semelhança do que acontece no interior do estuário, na parte marinha os roazes do Sado realizam vários padrões de atividade como alimentação, deslocação e socialização (Nunes, 2001; Luís, 2008; Grilo, 2010). Contudo, a maioria dos estudos realizados até agora tinham como principal foco a ocorrência e utilização do estuário do Sado. A análise da importância da zona costeira adjacente ao estuário para a população nunca foi realizada e os fatores que influenciam a escolha e a utilização de habitat nesta área pelos roazes do Sado permanecem por esclarecer.

Tanto para a população de golfinhos-roazes residente no estuário do Sado como para os roazes costeiros, o estudo sistemático das preferências ambientais e determinação de áreas críticas nunca foi feito, desconhecendo-se, por exemplo, qual a verdadeira importância da área de sobreposição de ocorrência para cada um dos grupos de roazes. Existe, portanto, uma necessidade de, além de descrever e analisar os movimentos destes dois grupos de roazes, compreender e avaliar as variáveis ambientais que os condicionam numa escala mais fina.

Numa altura em que o número de indivíduos da população residente do Sado continua a diminuir e que um fluxo genético vindo de fora da população é crucial para assegurar a continuidade da população, torna-se importante compreender as razões que podem determinar a ocorrência ou não ocorrência de interações entre a população do Sado e os roazes costeiros.

Na falta de dados genéticos que esclareçam o nível de isolamento da população de roazes residente no estuário do Sado, a identificação de diferenças ao nível das preferências ambientais e da utilização de habitat desta população em relação à dos roazes costeiros assume um papel fundamental por permitir uma primeira abordagem sobre o nível de segregação destes dois grupos de roazes, para além de permitir pela primeira vez identificar áreas potencialmente relevantes para a conservação de ambos os grupos na área em estudo.

Por outro lado, ao prever áreas potenciais de ocorrência de roazes na área de estudo, os resultados deste trabalho podem também ser usados para avaliar e tentar evitar potenciais conflitos que possam existir no futuro entre o habitat adequado para os golfinhos-roazes e as atividades humanas, tendo em conta o aumento que se tem verificado ao nível do turismo na zona costeira da Arrábida e na zona adjacente ao estuário do Sado.

Assim, o presente trabalho constitui a primeira abordagem no que respeita à importância da zona costeira adjacente ao estuário do Sado para as duas populações de golfinhos-roazes, tanto ao nível da seleção e utilização de habitat por parte de ambas as populações, como ao nível das variáveis ambientais que influenciam a respetiva ocorrência e distribuição nesta área costeira.

## **2. Objetivos do estudo**

Este estudo tem como principal objetivo estudar a ecologia espacial da população de golfinhos-roazes residente no Estuário do Sado e dos golfinhos-roazes costeiros na zona costeira da Arrábida, de forma a compreender como estes animais utilizam a região costeira e quais as áreas mais relevantes para a sua ocorrência.

Para tal, pretende-se:

1. Analisar as áreas vitais e a utilização de habitat por parte dos dois grupos de golfinhos-roazes (do Sado e costeiros) na zona costeira da Arrábida:
  - 1.1.1. Estimar as áreas vitais dos dois grupos de golfinhos-roazes e de alguns indivíduos de cada um dos grupos;
  - 1.1.2. Determinar as áreas críticas para cada um dos grupos e para alguns dos indivíduos de cada grupo.
2. Através da modelação de habitat potencial, identificar quais as áreas de habitat mais adequado para cada um dos grupos dentro da área de estudo e avaliar a influência de diversos fatores ambientais na distribuição dos dois grupos.
3. Avaliar a importância da área de sobreposição de ocorrência para cada um dos dois grupos de golfinhos-roazes.





### 3. Metodologia

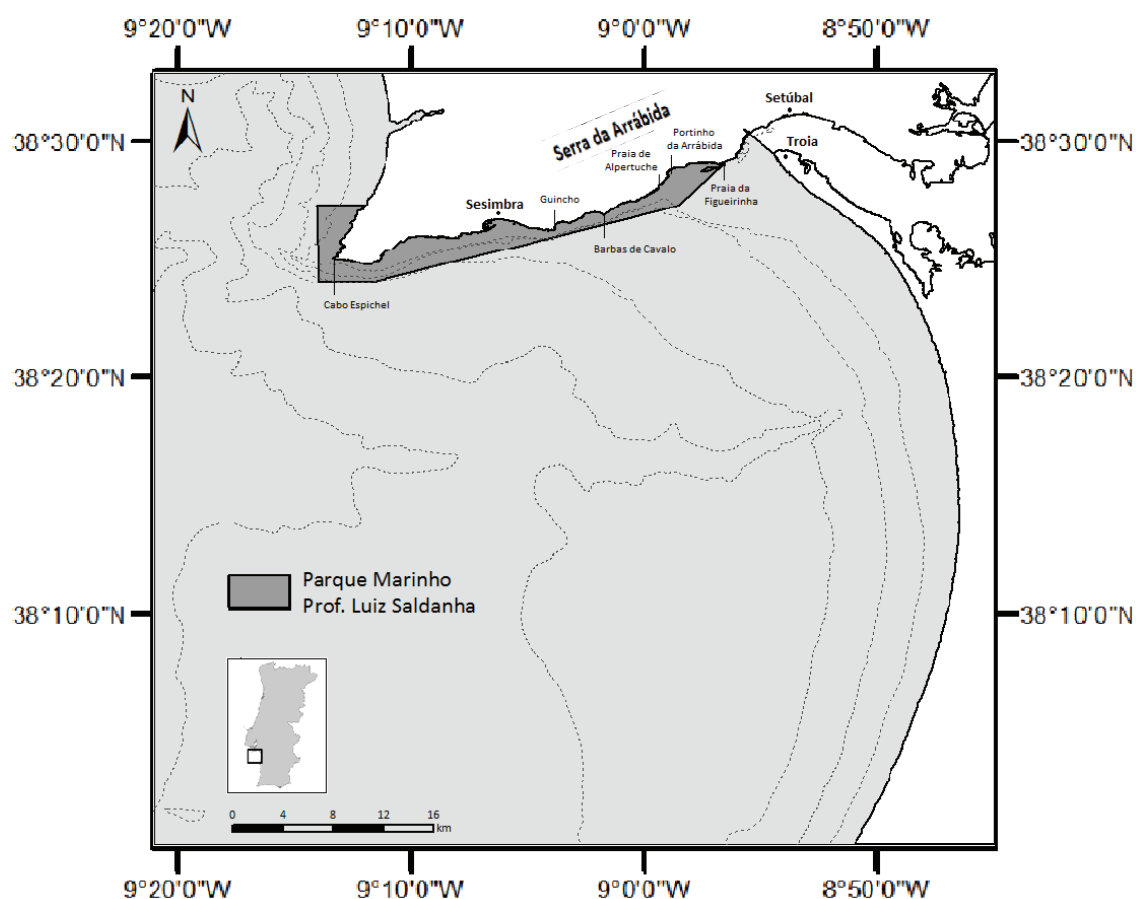
#### 3.1. Área de estudo

A área de estudo situa-se na costa oeste Portuguesa, entre o Cabo Espichel e a Península de Troia, estendendo-se ao longo da costa da Serra da Arrábida até cerca de 26 milhas para sul (Fig. 1). Esta costa virada a sul oferece uma área abrigada dos ventos e da ondulação de norte e caracteriza-se pela convergência de dois canhões submarinos associados a dois importantes estuários, o do Tejo (Lisboa) e o do Sado (Setúbal) (Brito *et al.*, 2009). Assim, esta faixa costeira ao largo da Arrábida apresenta um fundo relativamente íngreme, com profundidades que variam de 50 m a mais de 100 m (Gaspar, 2003) e está localizada perto do limite norte dos principais eventos de *upwelling* do Nordeste do Atlântico. Devido a este tipo de eventos, durante o verão, a temperatura da água é, muitas vezes, mais baixa perto da costa do que em águas *offshore* (Henriques *et al.*, 1999).

A área de estudo inclui a área marinha protegida "Parque Marinho Professor Luiz Saldanha", criado em 1998 através do DR. Nº 23/98 de 14 de outubro, que abrange 53 km<sup>2</sup> da costa entre a praia da Figueirinha, na boca do Estuário do Sado, e a praia da Foz, a norte do Cabo Espichel, e onde foram impostas restrições à pesca e a outras atividades recreativas.

O limite este da área de estudo, por seu lado, inclui a foz do estuário do Sado. Considerada uma das zonas húmidas mais ricas em Portugal, o estuário do Sado é um dos maiores estuários da Europa, apresentando uma elevada riqueza biológica e multiplicidade de habitats (Coniglione, 2006), razões pelas quais está incluído em vários documentos que lhe conferem estatutos de conservação, nomeadamente, foi definido como "Sitio de importância Comunitária" no âmbito da Rede Natura 2000 (Resolução do Conselho de Ministros nº 142/97, 28 de agosto). É neste ecossistema altamente intervencionado pelo homem que podemos encontrar a população residente de golfinhos-roazes do estuário do Sado.

Apesar da relevância do estuário do Sado como habitat da população de roazes residente, tendo em conta os objetivos do presente estudo, a zona interior do estuário do Sado não foi incluída na área de estudo, tendo-se definido como fronteira, sensivelmente à entrada do estuário, uma linha orientada a partir da península de Troia até à margem a norte (Fig. 1).



**Figura 1.** Localização geográfica da área de estudo (cinza claro), incluindo a área marinha protegida Parque Marinho Professor Luiz Saldanha (cinza escuro). A parte interior do estuário do Sado não está incluída na área de estudo (branco).

## 3.2. Recolha de dados

### 3.2.1. Dados de ocorrência dos golfinhos-roazes

No âmbito dos projetos “Roazes: Habitat e Simpatria” e “Roazes: Genética e Toxicologia” financiados pela Troia-Natura e inseridos no *Plano de Acção para a Salvaguarda e Monitorização da população de Roazes do Estuário do Sado*, entre 2012 e 2013 realizaram-se saídas de mar com o objetivo de registar a ocorrência de golfinhos-roazes na área de estudo. Para tal, realizaram-se dois tipos de abordagem diferentes: observações sistemáticas, em que foram percorridos 12 transetos lineares pré-definidos com 6 milhas náuticas de comprimento, separadas por 2 milhas náuticas, cobrindo uma área de 336 km<sup>2</sup> (Fig. 2); e observações não sistemáticas, em que a faixa costeira do Cabo Espichel até à península de Troia foi percorrida sem um percurso pré-definido, de forma a maximizar a probabilidade de encontros com grupos de golfinhos e garantir a recolha de dados comportamentais e para foto-identificação.

Para as saídas de investigação foram usadas várias embarcações com comprimento variável entre 5 m e 7 m, sendo a maioria das pesquisas realizadas a bordo de barcos insufláveis de casco rígido com motores de popa. A realização das saídas de mar foi dependente das condições meteorológicas, as quais só foram realizadas com velocidade de vento inferior a 4 na escala de Beaufort.

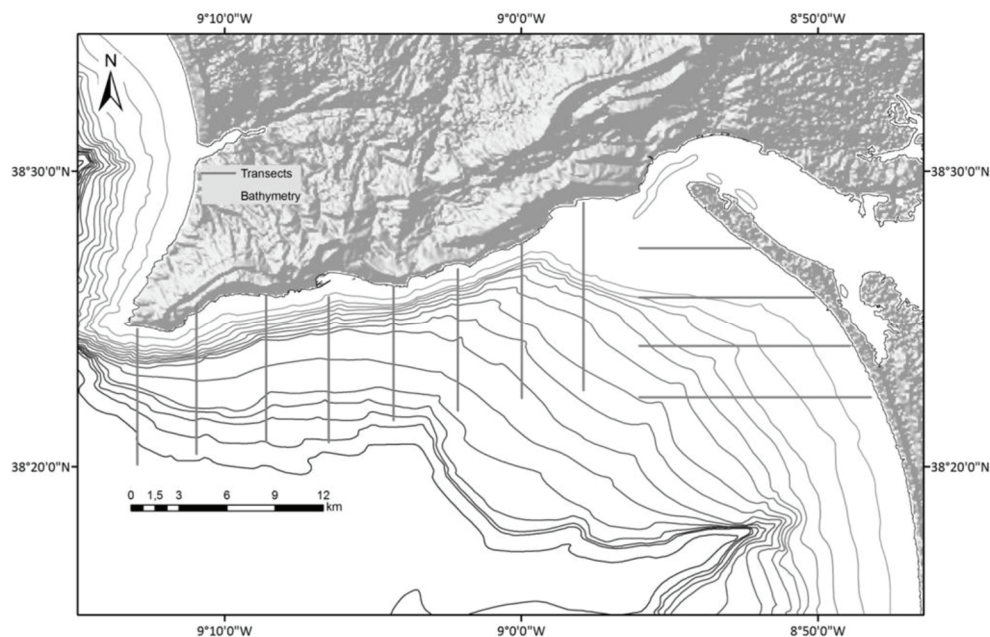
Durante as saídas, esteve pelo menos um observador em cada lado do barco que observava a área desde a frente do barco até cerca de 90° de seu arco.

Neste trabalho, definiu-se como grupo de golfinhos todos os indivíduos num raio de até 100 m de distância uns dos outros (Irvine *et al.*, 1981).

Sempre que um golfinho ou grupo foi avistado, a aproximação foi feita com precaução, de forma a causar o mínimo distúrbio possível. Registou-se a identificação da espécie, bem como a hora, coordenadas geográficas, tamanho do grupo, estado do mar, comportamento predominante de acordo com o descrito em Martinho (2012) (deslocação, alimentação, socialização e “alimentação-social”), batimetria na posição da observação, temperatura da superfície do mar, e tiraram-se fotografias principalmente às barbatanas dorsais para posterior identificação dos indivíduos. As câmaras fotográficas utilizadas para a foto-identificação foram câmaras reflex com lente teleobjetiva (70-300 mm e 70-200 mm). Também foram registadas fotografias de grupo e vídeos curtos para análise do comportamento. As coordenadas geográficas foram registadas utilizando um Sistema de Posicionamento Global (*Global Positioning System - GPS*) com erro aproximado de 100 m.

Para além destes dados foram ainda incluídos na análise deste trabalho dados relativos a registos de ocorrências de golfinhos-roazes obtidos pela equipa da Escola de Mar em saídas de mar realizadas desde 2007, e dois conjuntos de dados obtidos por outros investigadores (Gaspar, 2003 e Grilo, 2010) que foram cedidos à Escola de Mar.

Para a população de roazes residente no estuário do Sado, o conjunto de dados geográficos cedido à Escola de Mar foi obtido por Grilo (2010), entre maio e julho de 2010, resultando de observações feitas a bordo de embarcações duma empresa de observação de golfinhos do estuário do Sado. Os trajetos de observação tiveram início perto da doca de pesca de Setúbal e o percurso foi dirigido a locais onde comumente se encontra o grupo de roazes residente do Sado e a sua direção variou de acordo com o estado da maré, condições meteorológicas, indicações de contatos próximos sobre a localização dos roazes, ou com base na observação da saída anterior (Grilo, 2010).

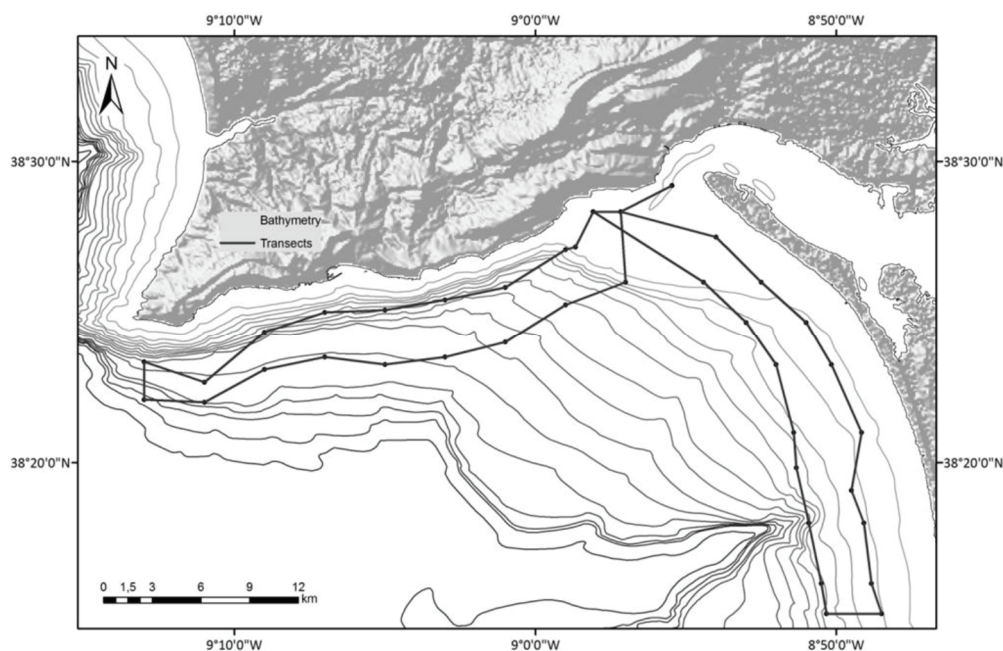


**Figura 2.** Transetos lineares realizados pela equipa da Escola de Mar desde 2007 ao longo da faixa costeira da Arrábida e de Troia (Martinho, 2012).

No caso dos roazes costeiros, o conjunto de dados cedido à Escola de Mar foi recolhido por Gaspar (2003), entre 1998 e 2001, na sequência de observações feitas segundo duas rotas pré-definidas ao longo da costa da Arrábida, distanciadas de costa entre 1,5 mn a 3,0 mn e que se inserem na mesma área de estudo. As rotas situam-se ao longo da linha de costa da Arrábida e Troia, seguindo pontos de observação pré-definidos e cobrindo uma área de 285 km<sup>2</sup> (Fig. 3). Neste estudo, as fotografias foram tiradas com câmaras de focagem manual e automática, com lentes que variaram de 50 mm a 600 mm, usando rolos coloridos Kodak e Fujifilm (Gaspar, 2003).

Foram também cedidos dados relativos à ocorrência de dois encontros mistos entre roazes do Sado e roazes costeiros: um observado em 2012 por Raquel Gaspar, numa das saídas de monitorização da população de roazes do Sado do Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas (ICNF) e outro em 2013 observado por Patrícia Mota durante uma saída numa embarcação de uma empresa de observação de golfinhos.

Toda a informação recolhida foi reunida numa base de dados comum, a partir da qual foi feita toda a análise dos dados.



**Figura 3.** Percursos pré-definidos realizados por Gaspar (2003) ao longo da faixa costeira da Arrábida e de Troia (Martinho, 2012).

No presente trabalho, os golfinhos-roazes costeiros avistados na área de estudo, ou seja, que não pertencem à população de roazes residente no estuário do Sado, serão referidos como sendo a população de golfinhos-roazes costeira. No entanto, isto não significa que na realidade se esteja a falar da mesma população costeira composta pelos mesmos animais ao longo do tempo, até porque se tem conhecimento que alguns dos animais costeiros que ocorrem na área têm um carácter mais ou menos residente enquanto outros são transientes (observados uma única vez) (Martinho *et al.*, 2014), e que os animais avistados em Gaspar (2003) não são os mesmos que os animais avistados nos trabalhos mais recentes (Grilo, 2010; Martinho *et al.*, 2014) e no presente trabalho.

### 3.2.2. Foto-identificação dos indivíduos

Os golfinhos-roazes, tal como outras espécies de cetáceos, podem ser identificados individualmente recorrendo à foto-identificação das suas barbatanas dorsais (Würsig & Jefferson, 1990) uma vez que cada contorno é único e distintivo.

A foto-identificação é um dos métodos mais utilizados na investigação de cetáceos pelo seu carácter não evasivo e por permitir identificar e monitorizar indivíduos ao longo do tempo sem a necessidade de os capturar e marcar (Würsig & Jefferson, 1990).

No caso dos golfinhos-roazes costeiros, a foto-identificação destes indivíduos foi realizada de acordo com o descrito em Martinho (2012).

A identificação dos indivíduos do Sado realizou-se comparando as melhores fotografias de cada golfinho obtidas em cada avistamento, com o catálogo de identificação de roazes do Sado do Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas (ICNF).

A identificação dos indivíduos e os detalhes relacionados com o avistamento, como a posição geográfica, foram armazenados numa base de dados de forma a ser possível reconstituir o historial de avistamentos para cada indivíduo.

### **3.2.3. Variáveis ambientais utilizadas na modelação de habitat potencial**

Com base na revisão bibliográfica, foram selecionadas sete variáveis ambientais potencialmente explicativas da distribuição dos golfinhos-roazes: profundidade, distância à costa, declive do fundo, orientação do fundo, temperatura superficial do mar, variação da temperatura superficial do mar e direção da costa.

A profundidade até à batimétrica dos 200 m foi obtida a partir de uma grelha batimétrica disponibilizada pelo Instituto Hidrográfico (IH) (<http://www.hidrografico.pt/>). A partir da batimétrica dos 200 m utilizou-se uma grelha batimétrica global com resolução espacial de 30 arc-segundos do projeto GEBCO ([www.gebco.net](http://www.gebco.net)).

Como orientação do fundo foi tomada a orientação geográfica das vertentes do fundo, medida em graus e dividida em duas componentes: seno, de -1 (Oeste) a 1 (Este), e cosseno, entre -1 (Norte) e 1 (Sul). A orientação do fundo e o declive foram obtidos a partir da grelha de batimetria, utilizando as opções *Slope* e *Aspect*, respetivamente, da ferramenta *Spatial Analyst Tool* do ArcGIS 10.1 ESRI.

A distância à costa foi obtida usando a opção *Euclidean distance* da ferramenta *Spatial Analyst Tool*, medida em metros entre o ponto médio de cada pixel e o ponto mais próximo de terra. Para tal, utilizou-se o ficheiro raster do mapa de Portugal disponibilizado pelo Instituto Hidrográfico Nacional (<http://www.hidrografico.pt/>). Também com base neste raster, obteve-se a direção da costa, medida em graus, utilizando a opção *Euclidean direction* da ferramenta *Spatial Analyst Tool*, estando também esta variável, à semelhança da variável orientação do fundo, dividida nas componentes seno e cosseno.

A temperatura superficial da água e a sua variação, medidos em graus Celsius, foram obtidas, com uma resolução de 4 km, a partir duma base de dados global que incorpora dados-satélite da NASA (<http://oceancolor.gsfc.nasa.gov/>).

Assim, devido à divisão da direção da costa e da orientação do fundo nas componentes seno e cosseno, foram consideradas 9 variáveis (Tabela 1).

Todas as grelhas das variáveis ambientais foram reamostradas de forma a terem um tamanho de pixel correspondente a  $1,6667 \times 10^{-3}$  graus decimais e o sistema de coordenadas WGS\_1984, cuja unidade angular é o grau.

**Tabela 1.** Variáveis ambientais utilizadas na modelação de habitat potencial

Tipo de variável	Variável	Fonte	Resolução original	Resolução final (graus decimais)
Fisiográfica	Profundidade (m)	0-200 m: IH > 200 m: GEBCO	$8,333 \times 10^{-3}$ graus decimais	$1,6667 \times 10^{-3}$
	Declive (°)	Derivado da profundidade	0,008333 graus decimais	$1,6667 \times 10^{-3}$
	Orientação do fundo_cos (-1: Norte, 1: Sul)	Derivado da profundidade	$8,333 \times 10^{-3}$ graus decimais	$1,6667 \times 10^{-3}$
	Orientação do fundo_sen (-1: Oeste, 1: Este)			
	Distância à costa (m)	Derivado do mapa de Portugal	$8,333 \times 10^{-3}$ graus decimais	$1,6667 \times 10^{-3}$
	Direção da costa_cos (-1: Norte, 1: Sul)	Derivado do mapa de Portugal	$8,333 \times 10^{-3}$ graus decimais	$1,6667 \times 10^{-3}$
Oceanográfica	Direção da costa_sen (-1: Oeste, 1: Este)			
	Temp. <sup>a</sup> à superfície do mar (anual) (°C)	OceanColor website	4 km	$1,6667 \times 10^{-3}$
	Desvio padrão da Temp. <sup>a</sup> à superfície do mar (anual) (°C)	Média das diferenças à média da Temp. <sup>a</sup> Sup. do mar de todos os anos.	4 km	$1,6667 \times 10^{-3}$

### 3.2.3.1. Análise estatística das variáveis ambientais

Para analisar a existência de diferenças entre os valores das variáveis ambientais analisadas das duas populações, recorreu-se à utilização do software STATISTICA 12 (StatSoft, 2013).

A normalidade dos dados foi testada recorrendo ao teste de Shapiro-Wilk (Zar, 2009), rejeitando-se a hipótese nula de normalidade dos dados sempre sempre que a probabilidade associada ao valor do teste é inferior a 0,05 ( $p < 0,05$ ).

Após verificar a não normalidade dos dados, aplicou-se o teste estatístico não paramétrico de Mann-Whitney, para um nível de significância de 95%, a fim de verificar se existiam diferenças significativas entre as duas populações para cada variável ambiental.

De modo a determinar se as variáveis ambientais analisadas para cada população estavam correlacionadas, efetuaram-se correlações de *Pearson*.

### **3.3. Análise das áreas vitais e da utilização de habitat dos golfinhos-roazes (do Sado e costeiros)**

Existem muitos métodos disponíveis para estimar e quantificar áreas vitais através de dados obtidos por telemetria ou através de captura-recaptura. Os próprios métodos, a sua utilidade e limitações têm sido extensivamente revistos na tentativa de determinar qual fornece estimativas mais confiáveis para as áreas vitais (Worton, 1987; Laver & Kelly, 2008). Smith (2012) enumera os métodos disponíveis e as respetivas aplicações em vários estudos realizados nos últimos anos (ver Tabela 4.1, p.68-69 in Smith, 2012).

Atualmente, apesar do Mínimo Polígono Convexo (MPC) continuar a ser um método bastante utilizado devido à sua simplicidade, o Estimador de Densidade de Kernel (Kernel) é, geralmente, o método escolhido porque descreve a forma como os animais utilizam o habitat (Cândido, 2003; Smith, 2012).

Todavia, é importante que a escolha da técnica para estimar as áreas vitais vá ao encontro dos objetivos do estudo. Isto significa que se toda a área utilizada pelo animal tem interesse, então o método favorecido deverá ser o MPC. Quando o objetivo é relacionado com o centro de atividade de toda a área vital, então o método favorecido deverá ser o Kernel.

Embora poucos estudos realizados indiquem se o tamanho da amostra influenciou a escolha do método para estimar as áreas vitais, tal escolha deve ser um compromisso entre os objetivos do estudo e os dados disponíveis (Smith, 2012).

#### **3.3.1. Mínimo Polígono Convexo - MPC**

O método do *Mínimo Polígono Convexo - MPC (Minimum Convex Polygon)* fornece uma representação padrão não-estatística da área vital de um animal. Este método simplesmente cria um polígono usando o maior número de pontos exteriores que representam os avistamentos de um indivíduo ou população, ou seja, cria o mais pequeno polígono convexo que inclua todas as localizações obtidas. O resultado é a representação da área total em que um indivíduo ou população foi visto, não fornecendo qualquer informação sobre a densidade ou frequência dos avistamentos nessa área. Portanto, quando o tamanho da amostra é reduzido, este é um método aconselhável (Burgman & Fox, 2003).

No entanto, este método apresenta algumas desvantagens, como a sobrestimação das áreas vitais quando os animais apresentam vários centros de atividade, quando realizam grandes deslocamentos ou quando tendem a realizar excursões ocasionais fora das suas zonas normais de atividade (Kenward, 2001).



Esta técnica é ainda sensível ao tamanho da amostra, de modo que o tamanho estimado da área vital pode aumentar com o aumento do número de observações (Burgman & Fox, 2003).

Por outro lado, o MPC é um dos métodos mais utilizados devido à sua simplicidade gráfica, ao facto de não ser afetado por dados autocorrelacionados (i.e., por localizações sucessivas muito próximas no tempo) (Harris *et al.*, 1990) e proeminência histórica (Cândido, 2003).

### **3.3.2. Estimador de densidade de Kernel - Kernel**

O *Estimador de Densidade de Kernel - Kernel* (*Kernel Density Estimator*) usa uma abordagem estatística baseada na densidade de observações, permitindo identificar a área em que o animal foi detectado com maior frequência – centro de atividade (Worton, 1987). Este método tem por base a quantificação da distribuição de utilização, ou seja, uma distribuição de probabilidade que define a utilização do espaço pelo animal ou população (Worton, 1989).

O Kernel apresenta várias vantagens face aos métodos determinísticos, como o MPC: não considera que os pontos de amostragem estejam sobrepostos às fronteiras da área vital e gera isolinhas de relativa probabilidade de utilização que permitem a delimitação de centros de atividade, ou seja, de áreas de elevado uso (Hooge *et al.*, 2001).

Semelhante ao que sucede para o MPC, é também produzido um polígono pelo método de Kernel que representa a área vital do animal. A maioria das áreas vitais apresenta um formato irregular (Burt, 1943). Os polígonos do método de Kernel são, geralmente, irregulares e centrados num conjunto de pontos, sendo uma representação mais realista do núcleo de espaço efectivamente utilizado pelos animais, do que as formas poligonais de lados rectos produzidos pelos MPC. Contudo, para amostras reduzidas, o método de Kernel pode sobrestimar a área vital (Seaman *et al.*, 1999).

Geralmente, ao escolher os contornos de probabilidade dos polígonos resultantes da estimativa da área vital, a maioria dos autores considera que o de 95% corresponde à área que o animal efectivamente utiliza – área vital, e que o de 50% corresponde ao centro de atividade, ou seja, ao local com maior densidade de ocorrência – área crítica (Cândido, 2003).

Contudo, este método é sensível a alterações no parâmetro de alisamento ( $h$ ) que entra na sua fórmula e que indica a área que será considerada no cálculo, ou seja, selecciona a quantidade de detalhe no resultado final (Cândido, 2003; Alves, 2009). Existem, vários métodos para o cálculo deste parâmetro de alisamento ( $h$ ), nomeadamente o *Least Square Cross Validation* (Cândido, 2003), sendo que o valor pode ser escolhido pelo investigador tendo em conta o pormenor pretendido e a ecologia da espécie em estudo.

### 3.3.3. Análise/tratamento dos dados

Neste trabalho a estimativa das áreas vitais foi efetuada recorrendo aos métodos do MPC e de Kernel, uma vez que estes dois métodos continuam a ser as abordagens mais utilizadas e comparáveis, particularmente para a espécie *Tursiops truncatus* (Ingram & Rogan, 2002; Cândido, 2003; Silva *et al.*, 2008; Urian *et al.*, 2009; Fury *et al.*, 2013), e foram considerados os mais adequados tendo em conta os objetivos do estudo. Para tal, será utilizado o software de sistemas de informação geográfica ArcGIS 10.1 ESRI, que possibilita armazenar, analisar e visualizar diversos tipos de dados espaciais. Neste caso, trabalhou-se com dados projetados utilizando como sistema de coordenadas projetado o WGS\_1984\_UTM\_Zone\_29N e unidade linear o metro.

À semelhança do que acontece no estuário de Shannon na Irlanda (Ingram & Rogan, 2002), a ocorrência de golfinhos-roazes costeiros na área em estudo não é constante, indicando que a sua distribuição vai para além da mesma. Por outro lado, o interior do estuário não está incluído na área de estudo. Assim, neste trabalho sempre que houver referência às áreas vitais dos golfinhos, estas devem ser interpretadas como as “áreas vitais conhecidas” e não como as “áreas vitais completas”, uma vez que os dados relativos aos movimentos dos golfinhos são restritos à área de estudo em causa e sabe-se que as áreas vitais das duas populações vão para além da mesma.

Para além das áreas vitais e áreas críticas das duas populações, estimaram-se as áreas vitais e áreas críticas para os indivíduos mais reavistados de cada um dos grupos a fim de analisar os padrões de distribuição e utilização de habitat ao nível individual.

A estimativa de áreas vitais pelo método do MPC foi realizada utilizando a ferramenta *Minimum Bounding Geometry* do ArcGIS. Foram consideradas todas as localizações obtidas na área de estudo quer para as populações quer para os indivíduos, pois este método não exige a independência dos dados.

Após a obtenção dos polígonos para a população como um todo e para cada um dos indivíduos escolhidos, foi necessário retirar a cada polígono a parte correspondente a terra. Para tal, utilizou-se a ferramenta *Erase* no ArcGIS que subtraiu o polígono correspondente à parte de Portugal Continental na área de estudo a cada um dos MPC.

O cálculo da área abrangida pelas áreas vitais estimadas quer das populações quer dos indivíduos foi feito utilizando a ferramenta *Calculate Geometry* no ArcGIS.

A estimativa de áreas vitais pelo método de Kernel foi realizada utilizando a ferramenta *Kernel density* da *Spatial Analyst Extension* do ArcGIS. Esta ferramenta calcula a densidade de utilização com base na função quadrática de Kernel descrita em Silverman (1986, p. 76, equação 4.5). O

*search radius* introduzido, que corresponde ao parâmetro de alisamento (h), foi o correspondente a 3 milhas náuticas. Esta distância foi escolhida tendo por base os seguintes fatores:

- segundo Cândido (2003), a distância percorrida pelos roazes do Sado é em média 8 milhas náuticas portanto não deveria ser um valor superior a este;
- desconhecia-se a distância já percorrida pelos animais aquando do avistamento;
- segundo Boer *et al.* (2014), para estudar a selecção de habitat numa escala mais fina o grau de pormenor deve ser entre 0,5 x 0,5 km<sup>2</sup> e 4 x 4 km<sup>2</sup>;
- a área de estudo tem uma extensão máxima de cerca de 16 milhas náuticas.

Assim, optou-se por um *search radius* de 3 milhas náuticas a fim de não sobrestimar nem subestimar demasiado as áreas vitais e de forma aos resultados obtidos apresentarem um grau de pormenor adequado aos objetivos do estudo.

Também para este método foram utilizadas todas as localizações obtidas na área de estudo quer para as populações quer para os indivíduos, procurando assim não reduzir a relevância biológica dos dados e evitar a introdução de erros associados quer à eliminação de dados quer à redução do tamanho das amostras (Shane *et al.*, 1999).

Para obter os polígonos com os contornos de probabilidade de 95% (áreas vitais) e de 50% (áreas críticas) utilizou-se a ferramenta *Isopleth* no *Geospatial Modeling Environment* (GME) (Spatial ecology.com), que é um conjunto de ferramentas projetadas para facilitar a análise rigorosa de dados geoespaciais, combinando o poder do software estatístico R com a funcionalidade de processamento geográfico do ArcGIS para conduzir análises geoespaciais.

À semelhança do que foi feito para os MPC, após a obtenção dos polígonos correspondentes às áreas vitais (limite de 95%) e às áreas críticas (limite a 50%) foi necessário retirar a cada polígono a parte correspondente a terra e ao interior do estuário (no caso dos roazes do Sado), utilizando-se novamente a ferramenta *Erase* no ArcGIS.

Para analisar que parte da área crítica de cada indivíduo também era utilizada pela população ou pelos outros indivíduos seleccionados utilizou-se a ferramenta *Intersect* do ArcGIS, obtendo um polígono que abrangia a área crítica comum entre todos os indivíduos ou a área crítica comum entre cada indivíduo e a população.

O cálculo da área abrangida por cada um dos polígonos obtidos foi feito utilizando sempre a ferramenta *Calculate Geometry* no ArcGIS.

Pretendeu-se ainda comparar as estimativas das áreas vitais e das áreas críticas entre os indivíduos das duas populações e verificar as diferenças existentes consoante o método utilizado.

A normalidade dos dados foi testada recorrendo ao teste de Shapiro-Wilk (Zar, 2009), rejeitando-se a hipótese nula de normalidade dos dados sempre que o valor de *p* obtido foi

inferior ao nível de significância adotado ( $p < 0.05$ ). Após verificar a não normalidade dos dados, aplicou-se o teste estatístico não paramétrico de Mann-Whitney, com um nível de significância novamente de 5% ( $p < 0.05$ ).

Os testes estatísticos foram realizados utilizando o software STATISTICA 12 (StatSoft, 2013).

### **3.4. Modelação de habitat potencial**

#### **3.4.1. Maxent**

O algoritmo de Máxima Entropia disponível no software MAXENT 3.3.3 (Phillips *et al.*, 2006; <http://www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent/>) foi o método escolhido para a modelação de ocorrência dos golfinhos-roazes do Sado e costeiros no presente estudo. Este algoritmo foi escolhido por ter demonstrado ter um bom desempenho com dados de presença e com amostras de reduzida dimensão (Kumar & Stohlgren, 2009).

O Maxent tem sido utilizado extensivamente para a modelação da distribuição de espécies (ex. Peavey, 2010; Elith *et al.*, 2011; Pereira, 2012; Thorne *et al.*, 2012). Tal, deve-se principalmente à excelente performance quando comparado com outros métodos de modelação (Hernandez *et al.*, 2006), uma vez que requer poucos dados (Wisz *et al.*, 2008) e consegue contornar questões problemáticas como a falta de dados de ausência (só utiliza dados de presença) e o desvio da amostragem espacial (Phillips *et al.*, 2009). Para além disso, o Maxent produz um mapa de previsão da distribuição, permitindo visualizar facilmente quais os habitats adequados e não adequados numa escala fina ao longo duma área de estudo (Thorne *et al.*, 2012).

Diversos estudos (*e.g.* Philips *et al.* 2006; Hernandez *et al.*, 2006; Doko *et al.* 2008; Rupprecht *et al.*, 2011; McKinney *et al.*, 2012) sobre a distribuição das mais diversas espécies têm comparado as predições de diversos métodos de modelação tais como o GARP (*Genetic Algorithm for Rule-Set Prediction*), o GLM (*General Linear Model*) com as predições feitas pelo Maxent. Estes mostraram que a AUC (*Area Under the Curve*) do ROC (*Receiver Operating Characteristic*) foi quase sempre superior para o Maxent, indicando melhor discriminação de habitat adequado contra áreas inadequadas para as espécies em estudo, demonstrando assim que a modelação com o Maxent pode ser usada para muitas aplicações com conjuntos de dados apenas de presença.

Efetivamente, as técnicas de máxima entropia são indiscutivelmente mais acessíveis e mais fáceis de usar e, portanto, um bom ponto de partida para modelação da utilização de habitat e

distribuição das espécies, tornando um software de computador como o Maxent particularmente atraente para os ecologistas (Phillips *et al.*, 2006; Elith *et al.*, 2011).

O Maxent emprega um método de máxima probabilidade que modela a distribuição de espécies (observada e potencial), gerando uma probabilidade de distribuição sobre os pixels duma grelha da área de estudo. A informação disponível sobre a distribuição conhecida constitui um conjunto de variáveis, e as restrições são que o valor esperado para cada variável deva coincidir com a sua média empírica (Phillips *et al.*, 2009). Ou seja, o Maxent usa um algoritmo para extrair uma relação entre os dados de presença de ocorrência das espécies (pontos de amostragem) e as variáveis ambientais (valores), em que os pixels da área de estudo compõem o espaço no qual a probabilidade de distribuição do Maxent é definida (Phillips *et al.*, 2006).

Este software assume *a priori* uma distribuição uniforme e executa uma série de repetições (iterações) em que os pesos são ajustados para maximizar a probabilidade média dos pontos de localização da espécie, expressa como o ganho de construção do modelo (Stachura-Skierczynska *et al.*, 2009). Os pesos são depois utilizados para computar a distribuição da espécie em toda a área geográfica em estudo. O ganho é iniciado em 0 (ganho da distribuição uniforme) e aumenta com cada iteração até que a diferença entre as iterações do modelo é inferior ao limite de convergência, ou o número total de iterações esteja concluído. O ganho é considerado uma medida de quanto melhor a distribuição se ajusta aos pontos de amostra, em comparação com a distribuição uniforme, e é semelhante ao desvio utilizado em estatística (Thorne *et al.*, 2012).

O Maxent atribui a cada pixel da área de estudo um valor contínuo de probabilidade de ocorrência da espécie entre 0 (habitat inadequado) a 1 (habitat ideal) - adequabilidade (Phillips & Dūdik, 2008; Brito *et al.*, 2009). Um valor de probabilidade elevado num pixel indica que é previsto que aquele pixel tenha condições adequadas para a espécie (Stachura-Skierczynska *et al.*, 2009).

O Maxent utiliza apenas dados de presença mas os dados de ocorrência, geralmente, apresentam um forte desvio espacial, pois o esforço de amostragem é essencialmente dependente da acessibilidade (Phillips *et al.*, 2009). O desvio espacial da amostra afeta a modelação de habitat e deve ser considerado antes da construção do modelo de distribuição.

O Maxent pode ser configurado para usar dados de fundo (dados "pseudo-ausência") para avaliar o resultado do modelo (por exemplo, ROC, AUC). Para garantir que os dados de pseudo-ausência refletiam o mesmo desvio que os dados de presença, 100 pontos aleatórios foram gerados dentro dum polígono mínimo convexo resultante dos avistamentos verificados para cada um dos dois grupos de golfinhos-roazes (Phillips *et al.*, 2009).

O Maxent tem a capacidade de executar um modelo várias vezes, apresentando como resultado final o modelo com a média dos resultados de todos os modelos criados. Este processo

aliado à retenção de uma porção dos dados para serem utilizados como dados teste permite avaliar o desempenho do modelo aproveitando todos os dados disponíveis e sem a necessidade de ter um conjunto de dados independente. A execução de vários replicados é também uma maneira de medir a quantidade de variabilidade existente no modelo (Young *et al.*, 2011).

São três os processos existentes para a escolha dos dados teste e execução dos replicados dum modelo, sendo que no presente estudo foi utilizado o “*Cross-validation*”, considerado por Kohavi (1995) o mais adequado para avaliar o desempenho de cada replicado do modelo. Este processo divide os dados de ocorrência (avistamentos) aleatoriamente em grupos de igual tamanho, em que o número de grupos é igual ao número de replicados do modelo pretendidos. Neste caso, foram criados 10 replicados do modelo, deixando de fora um grupo de dados de cada vez que é usado para avaliar o desempenho desse replicado do modelo (Phillips *et al.*, 2006). Este processo é vantajoso para pequenos conjuntos de dados pois utiliza todos os dados disponíveis (Hirzel *et al.*, 2006). Assim, o modelo final para cada população resultou da média de 10 replicados.

Crawford & Hoagland (2010) demonstraram, ao calcularem distribuições com todas as variáveis ambientais e distribuições com apenas variáveis ambientais não correlacionadas, que o Maxent tem uma melhor *performance* quando utiliza o primeiro conjunto de variáveis. Por conseguinte, no presente estudo foram utilizadas todas as variáveis ambientais independentemente de estarem ou não correlacionadas.

### **3.4.2. Avaliação dos modelos**

Os modelos foram avaliados utilizando a AUC (*Area Under the Curve*) do ROC (*Receiver Operating Characteristic*) que é definida por colocar a “sensibilidade” (a proporção de ocorrências observadas que são corretamente previstas pelo modelo) contra “1- especificidade” (a proporção de ausências ou pseudo-ausências observadas que são corretamente previstas pelo modelo) (Pearson *et al.*, 2007). Ou seja, a AUC mede a capacidade do modelo discriminar entre os locais onde a espécie está presente e os locais onde a espécie está ausente, classificando com um valor superior o ponto de presença face a um ponto de ausência (Palialexis *et al.*, 2011).

A AUC tem sido uma ferramenta amplamente utilizada para avaliação dos modelos na literatura de modelação da distribuição de espécies (*e.g.* Elith *et al.*, 2006; Phillips *et al.*, 2006). Quando são utilizados pontos de pseudo-ausências, a AUC pode ser definida como a probabilidade do modelo classificar com um valor mais alto um ponto aleatório de presença do que um ponto aleatório de pseudo-ausência da área de estudo.

$$AUC = \begin{cases} < 0.5 & \text{sem distinção} \\ 0.5-0.7 & \text{fraca distinção} \\ 0.7-0.8 & \text{distinção aceitável} \\ 0.8-0.9 & \text{boa distinção} \\ > 0.9 & \text{distinção excepcional} \end{cases}$$

**Figura 4.** Classificação do desempenho do modelo de acordo com o valor da AUC obtido, segundo Hosmer *et al.* (2013).

A AUC varia de 0 a 1, onde 1 indica alto desempenho, enquanto valores inferiores a 0,5 indicam baixa *performance* (Fig. 4), ou seja, a previsão feita pelo modelo é pior do que uma classificação aleatória (Elith *et al.*, 2006; Phillips *et al.*, 2009). Embora possa ser muito próximo, o valor máximo de AUC é normalmente inferior a 1 (Wiley *et al.*, 2003).

Outro método de avaliação do modelo teve por base testes dependentes dum parâmetro limite que tem de ser fornecido ao Maxent quando se pretende obter um mapa binomial como presença vs. ausência ou habitat vs. não-habitat. Este método consistiu em avaliar se, para vários valores deste parâmetro limite, a previsão do modelo para as áreas de ocorrência mais adequadas foi melhor do que uma previsão completamente aleatória (Anderson *et al.*, 2002). Para tal, utilizou-se a *taxa de omissão extrínseca* e a *proporção de área prevista*, sendo que a primeira corresponde à parte dos avistamentos que ocorre em pixels previstos como zona não adequada e a segunda corresponde à parte dos pixels previstos como zona adequada.

### 3.4.3. Adequabilidade das áreas críticas

Para analisar e comparar os resultados obtidos na estimativa de áreas críticas com os modelos obtidos pelo Maxent, calculou-se a adequabilidade média nas áreas críticas (centros de actividade) dos 17 indivíduos e de cada população, utilizando a ferramenta *Zonal Statistics* do ArcGIS.

### 3.5. Importância da área de sobreposição de ocorrência

Para avaliar a importância da área de sobreposição de ocorrência dos dois grupos de golfinhos-roazes, calculou-se a adequabilidade média dessa mesma zona para cada um dos grupos. Para tal, utilizou-se a ferramenta *Zonal Statistics* do ArcGIS.





## 4. Resultados

### 4.1. Áreas vitais

#### 4.1.1. Áreas vitais das populações

Para o presente estudo considerou-se 43 avistamentos dos roazes costeiros, registados entre 1990 e 2013, sendo que 16 foram obtidos por Gaspar (2003), 25 obtidos durante o presente trabalho e pela equipa da Escola de Mar e dois encontros mistos (ver 3.2.1). Para os roazes do Sado foram considerados 27 avistamentos, registados entre 2007 e 2013, sendo que 20 foram obtidos durante o presente trabalho e pela equipa da Escola de Mar, 5 foram obtidos por Grilo (2010) e também estão incluídos os dois encontros mistos (ver 3.2.1).

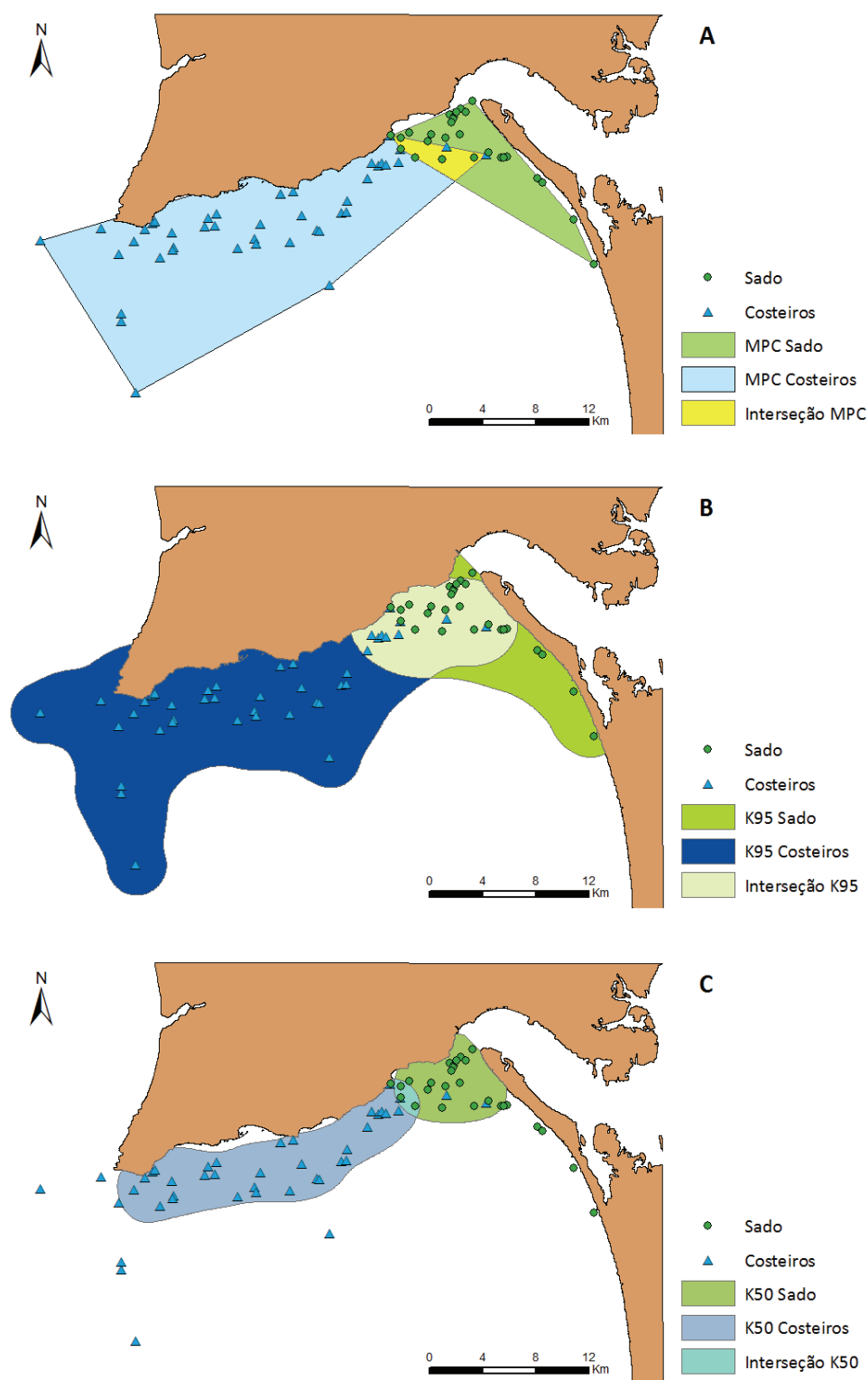
No presente estudo observou-se que o tamanho e localização das áreas vitais da população do Sado e da população de golfinhos costeiros diferem consideravelmente.

De acordo com o método do MPC, a área vital da população do Sado corresponde a 58,58 km<sup>2</sup> enquanto a da população de roazes costeiros corresponde a 265,73 km<sup>2</sup> (Tabela 2). Já segundo o método de Kernel, a área vital da população do Sado corresponde a 105,70 km<sup>2</sup> enquanto a da população costeira corresponde 326,28 km<sup>2</sup> (Tabela 2). Ou seja, segundo os dois métodos utilizados para determinar áreas vitais no presente estudo, as áreas de ocorrência da população costeira são cerca de pelo menos três vezes maiores que as da população do Sado, evidenciando-se o valor do MPC da população costeira que tem uma área que representa mais do quadruplo do valor do MPC da População do Sado (Tabela 2).

**Tabela 2.** Estimativa das áreas vitais da população de roazes residente no Estuário do Sado (Sado) e da população de roazes costeiros (Costeiros) e da área comum às duas populações (Sado + Costeiros), utilizando os métodos do MPC e de Kernel. K95 corresponde à estimativa da área vital pelo Kernel a 95% e K50 corresponde à estimativa da área crítica pelo Kernel a 50%

População	Nº Avistamentos	Área MCP (km <sup>2</sup> )	Área K95 (km <sup>2</sup> )	Área K50 (km <sup>2</sup> )
Sado	27	58,58	105,70	35,97
Costeiros	43	265,73	326,28	97,72
Sado + Costeiros	2	10,10	62,21	3,51

No que respeita à localização, como demonstra a figura 5, a sobreposição, quer dos MPC, quer dos polígonos de Kernel das duas populações é reduzida, particularmente no caso das áreas críticas (*core area*, Kernel 50%) das duas populações (Fig. 5.C) a área de sobreposição perfaz apenas 3,5 km<sup>2</sup>.



**Figura 5.** Distribuição das duas populações de golfinho-roaz na área de estudo, em que cada ponto representa um avistamento (n=70). **A** – Áreas vitais das duas populações estimadas pelo MPC, incluindo a área de sobreposição das mesmas; **B** – Áreas vitais das duas populações estimadas pelo Kernel (contorno de probabilidade de 95%), incluindo a área de sobreposição das mesmas; **C** – Áreas críticas das duas populações estimadas pelo Kernel (contorno de probabilidade de 50%), incluindo a área de sobreposição das mesmas.

A área crítica da população costeira estende-se ao longo da costa entre o Cabo Espichel e o Portinho da Arrábida, enquanto a da população do Sado está centrada na metade Norte da península de Troia, entre a boca do estuário do Sado e a Praia de Alpertuche (Fig. 5.C).

#### **4.1.2. Comparação de áreas vitais entre os indivíduos das duas populações**

Ao nível individual, para a população do Sado foram selecionados 10 indivíduos com o mínimo de 14 localizações, sendo o máximo 17 avistamentos para um mesmo indivíduo. No caso da população de roazes costeiros foram escolhidos 7 indivíduos avistados pelo menos 5 vezes, uma vez que o máximo de localizações conseguidas para indivíduos desta população foi de 6 para um dos roazes.

Na tabela 3 é possível observar todas as estimativas obtidas na análise dos padrões de distribuição dos indivíduos em estudo.

Comparando os indivíduos das duas populações, como seria de esperar face aos resultados obtidos para as populações, observou-se que a localização das áreas vitais e das áreas críticas dos indivíduos da população do Sado centra-se na zona da foz do estuário estendendo-se para Sul ao longo da península de Troia (Figs. 6 e 7), enquanto os indivíduos da população de roazes costeiros apresentam uma distribuição mais próxima da faixa costeira da serra da Arrábida e que se prolonga até ao Cabo Espichel (Figs. 9 e 10).

No que respeita ao tamanho das áreas vitais e das áreas críticas dos indivíduos, não existem diferenças significativas (Mann-Whitney  $U = 24,0$ ;  $N_1 = 10$ ,  $N_2 = 7$ ;  $p = 0,31$ ) entre os indivíduos das duas populações para as estimativas feitas pelo MPC. Já segundo as estimativas realizadas pelo método de Kernel, o tamanho das áreas vitais e das áreas críticas dos indivíduos da população do Sado é significativamente diferente do tamanho das áreas vitais (Mann-Whitney  $U = 0,0$ ;  $N_1 = 10$ ,  $N_2 = 7$ ;  $p < 0,001$ ) e das áreas críticas (Mann-Whitney  $U = 0,0$ ;  $N_1 = 10$ ,  $N_2 = 7$ ;  $p < 0,001$ ) dos roazes costeiros.

Apesar destas diferenças entre os indivíduos das duas populações, para todos os indivíduos estudados as áreas críticas (que correspondem aos locais de maior intensidade de utilização, isto é, com maior densidade de localizações) representam cerca de um terço da área vital (Tabela 3).

**Tabela 3.** Estimativas do tamanho das áreas vitais e das áreas críticas para os 10 indivíduos da população de golfinhos-roazes residentes no estuário do Sado e para os 7 indivíduos da população de golfinhos-roazes costeiros, obtidas pelos métodos de MPC e Kernel. Indicação da percentagem de área vital que constitui a área crítica e do tamanho e percentagem da área crítica de cada indivíduo que é comum com cada um dos indivíduos da mesma população e com a área crítica de toda a população

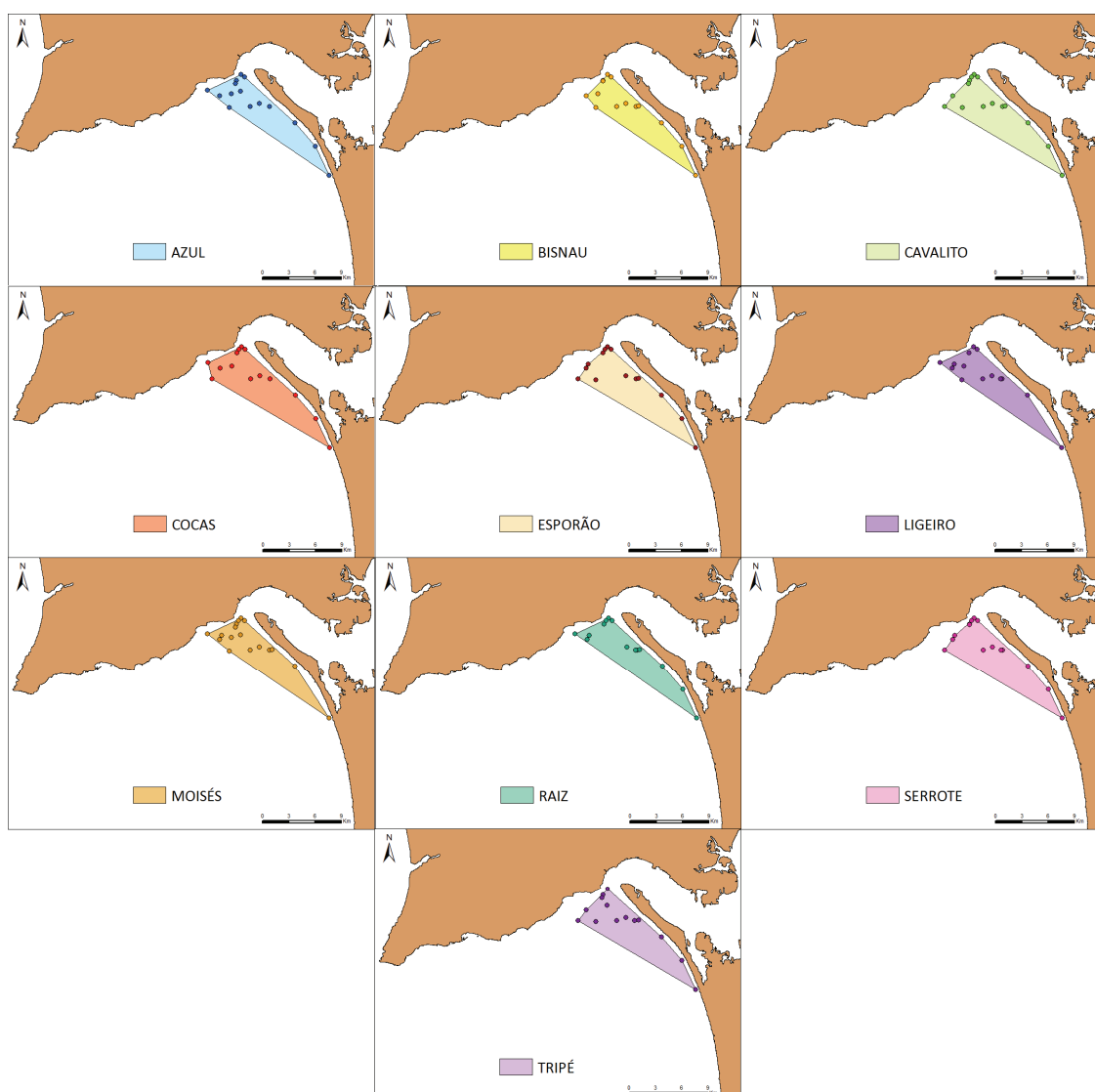
População	ID	Nº Avistamentos	Área MCP (Km²)	Área K95 (Km²)	Área K50 (Km²)	% de K95 é AC	Sobreposição das ACs dos IDs (Km²)	% de Sobreposição com todas as ACs	Área comum com a População (Km²)	% comum com a População
<b>Sado</b>	Azul	15	42,56	106,41	34,45	32,38	27,66	80,28	32,43	94,14
	Bisnau	14	39,59	104,29	36,61	35,11		75,54	35,97	98,26
	Cavalito	15	47,97	109,26	37,25	34,09		74,25	31,44	84,41
	Cocas	14	51,43	109,79	37,04	33,74		74,66	34,58	93,36
	Esporão	14	48,22	109,54	39,53	36,09		69,96	34,13	86,34
	Ligeiro	14	40,78	104,67	36,00	34,39		76,82	31,97	88,81
	Moisés	17	40,78	100,46	31,38	31,24		88,12	30,96	98,66
	Raiz	14	40,70	102,76	37,42	36,42		73,90	29,92	79,96
	Serrote	15	48,22	106,91	35,35	33,06		78,24	31,30	88,55
	Tripe	14	47,69	111,21	40,04	36,00		69,07	31,51	78,71
Média		-	44,79 ± 4,31 <b>ab*</b>	106,53 ± 3,47 <b>aA</b>	36,51 ± 2,48 <b>bB</b>	34,25±1,71	-	76,08 ± 5,42	32,42 ± 1,88	89,12 ± 7,00
<b>Costeiros</b>	NR011	5	32,22	165,17	67,83	41,07	0,80	1,18	31,91	47,05
	NR015	5	41,27	177,55	71,07	40,03		1,13	30,53	42,96
	NR021	5	38,23	179,47	68,85	38,36		1,17	46,72	67,85
	NR025	6	34,32	180,28	59,27	32,88		1,35	50,43	85,09
	NR026	5	38,23	179,47	68,85	38,36		1,17	46,72	67,85
	SBTT041	5	91,09	238,27	88,79	37,26		0,90	39,30	44,26
Média		5	104,89	213,89	70,77	33,09	-	1,13	21,87	30,90
		-	54,32 ± 30,24 <b>c</b>	190,59 ± 25,77 <b>cA</b>	70,78 ± 8,88 <b>B</b>	37,29±3,19	-	1,15 ± 0,13	38,21 ± 10,49	55,14 ± 18,88

\* Valores médios dentro da mesma coluna seguidos pela mesma letra maiúscula ou dentro da mesma linha seguidos pela mesma letra minúscula são significativamente diferentes ( $p < 0,05$ ).

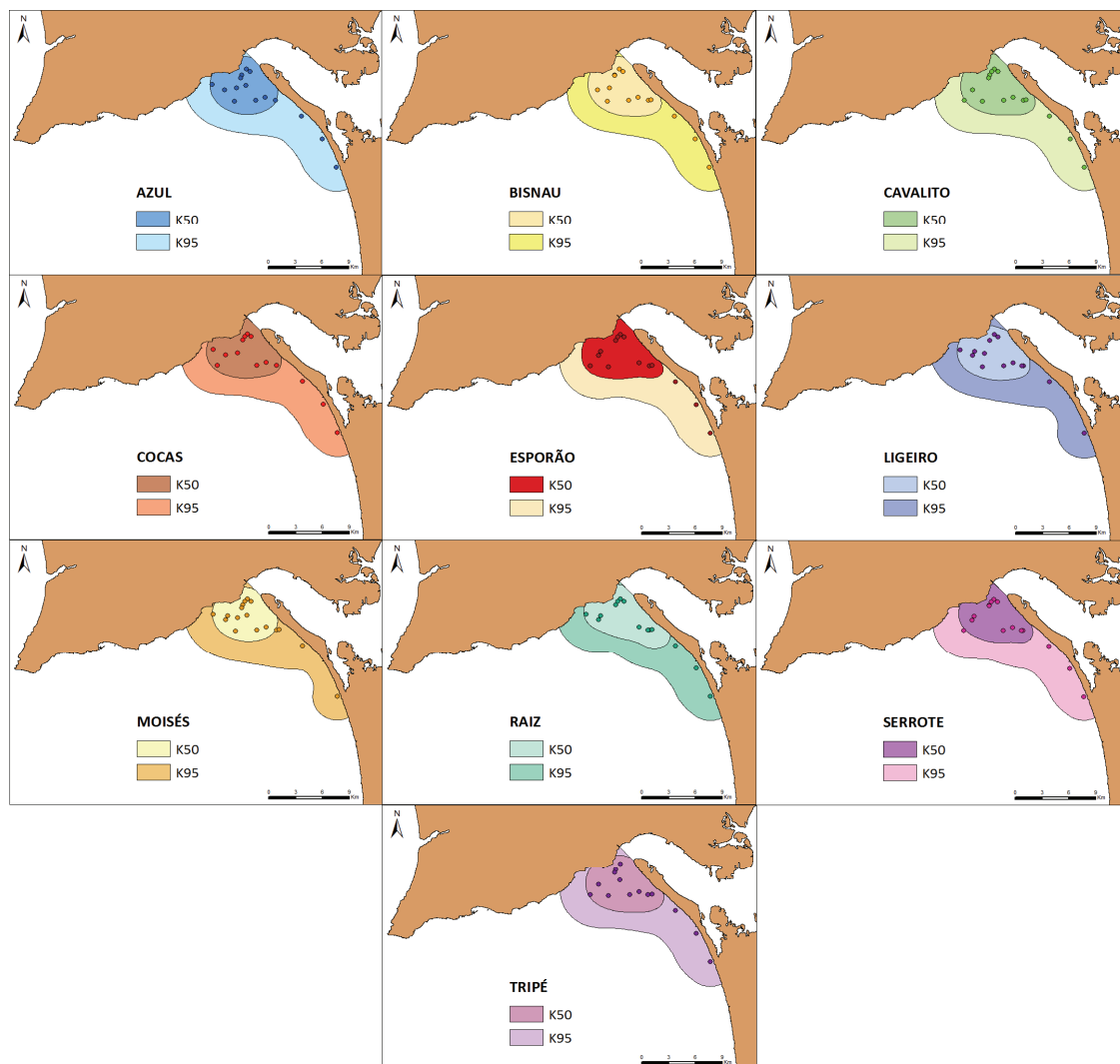
#### 4.1.3. Comparação de áreas vitais entre indivíduos da mesma população

No caso da população do Sado, tanto o método do MPC (Fig. 6) como o de Kernel (Fig. 7) aplicados às áreas de distribuição dos indivíduos mais avistados não diferem muito no tamanho nem na localização.

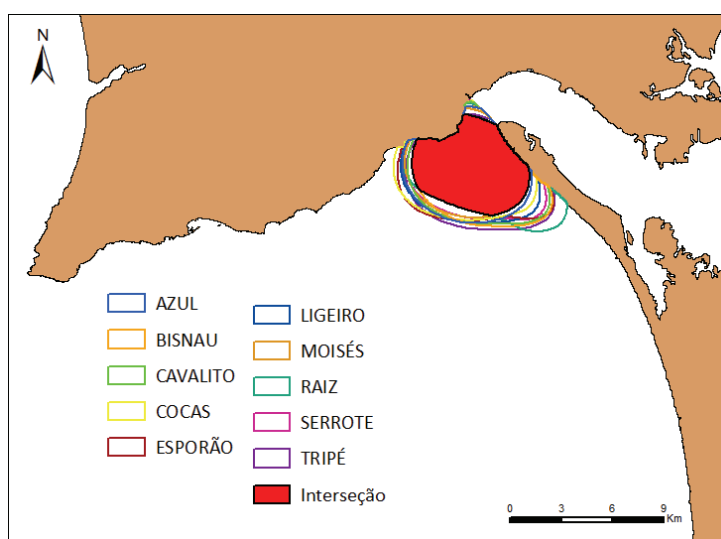
Como se pode observar na figura 8, grande parte das áreas críticas é comum a estes 10 indivíduos, havendo uma sobreposição de pelo menos 69% das áreas críticas de todos os indivíduos e de pelo menos 78% com a área crítica da população (Tabela 3). O tamanho médio observado da área vital para estes 10 indivíduos foi de  $44,79 \pm 4,31 \text{ km}^2$  segundo o MPC e de  $106,53 \pm 3,47 \text{ km}^2$  segundo o Kernel a 95%.



**Figura 6.** Áreas vitais dos 10 indivíduos mais avistados da população de roazes do Sado, estimadas pelo método de MPC.



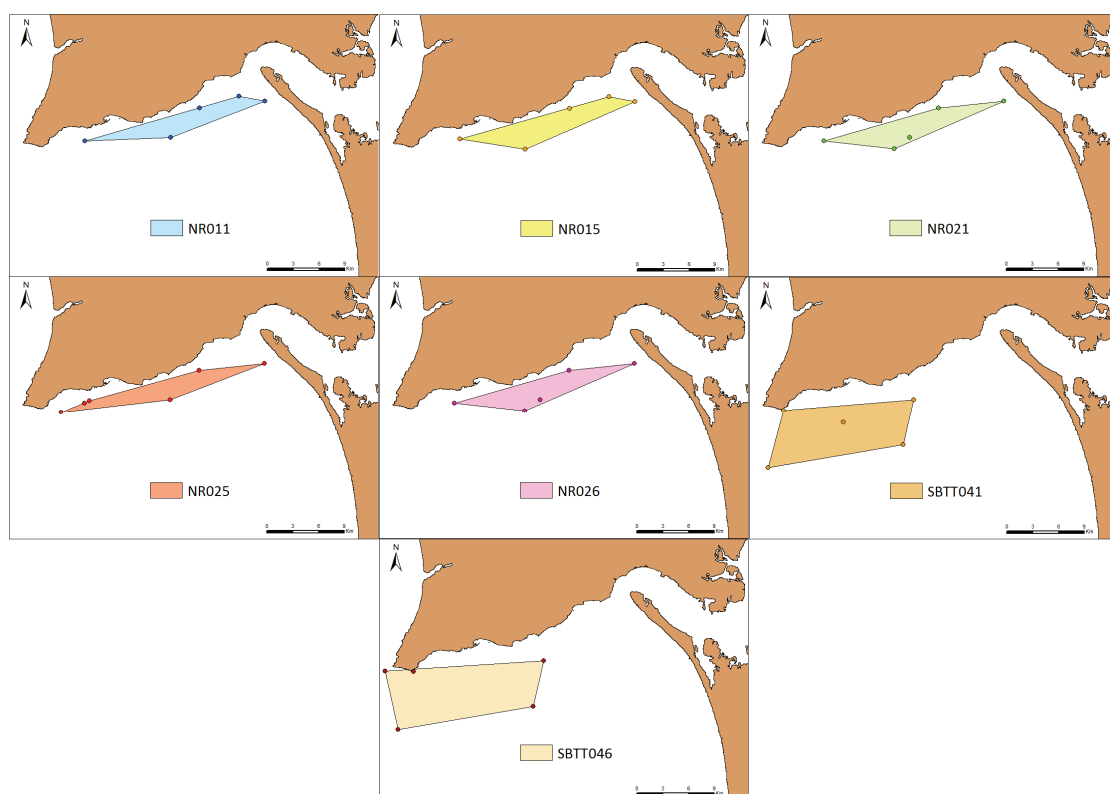
**Figura 7.** Áreas vitais (K95) e áreas críticas (K50) dos 10 indivíduos mais avistados da população de roazes do Sado, estimadas pelo método de Kernel.



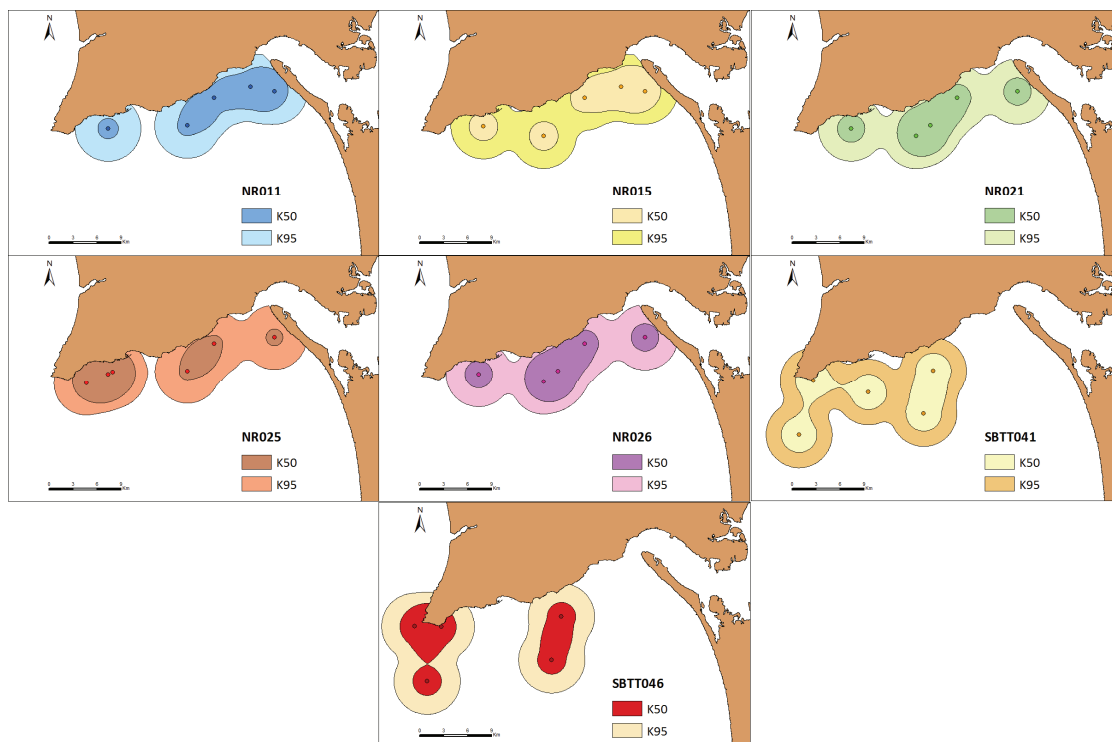
**Figura 8.** Área comum (Interseção) às 10 áreas críticas (K50) dos indivíduos mais avistados da população de roazes do Sado, estimadas pelo método de Kernel.

No caso dos golfinhos roazes costeiros, o tamanho médio da área vital observado para os 7 indivíduos foi de  $54,32 \pm 30,24 \text{ km}^2$  segundo o MPC e de  $190,59 \pm 25,77 \text{ km}^2$  segundo o Kernel a 95%. Ao contrário dos roazes do Sado, para os roazes costeiros verificou-se que a área de ocorrência dos indivíduos mais avistados difere no tamanho e na localização, tanto no que se refere às estimativas produzidas pelo método do MPC (Fig. 9) como para as do método de Kernel (Fig. 10).

Estas diferenças evidenciam-se principalmente entre os golfinhos avistados a partir do ano 2007 (código SBT0xx) e os golfinhos avistados nos anos de 1990 (código NR0xx). Os indivíduos avistados mais recentemente apresentam áreas vitais maiores (Tabela 3) e localizadas mais a oeste na área de estudo, entre as Barbas de Cavalo e o Cabo Espichel, do que os roazes avistados nos anos de 1990, cujas áreas vitais estão localizadas numa faixa mais próxima de terra, maioritariamente entre Sesimbra e a península de Troia.

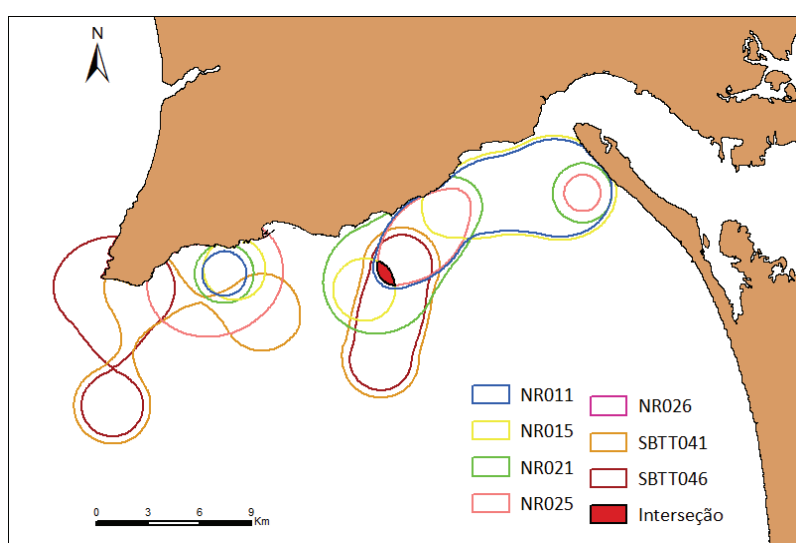


**Figura 9.** Áreas vitais dos 7 indivíduos mais avistados da população de roazes costeiros, estimadas pelo método de MPC.



**Figura 10.** Áreas vitais (K95) e áreas críticas (K50) dos 7 indivíduos mais avistados da população de roazes costeiros, estimadas pelo método de Kernel.

Por conseguinte, ao contrário do que acontece nos roazes do Sado, a sobreposição das áreas críticas dos 7 roazes costeiros é praticamente nula (Fig. 11). Apesar destas diferenças entre os indivíduos, ao comparar as áreas críticas de cada um dos 7 indivíduos com a área crítica da população observou-se uma sobreposição de pelo menos 30% (Tabela 3).



**Figura 11.** Área comum (Interseção) às 7 áreas críticas (K50) dos indivíduos mais avistados da população de roazes costeiros, estimadas pelo método de Kernel.



Analizou-se ainda se existiam diferenças significativas entre os dois métodos utilizados nas estimativas das áreas vitais dos indivíduos, uma vez que ao nível da população o tamanho das áreas vitais estimado é consideravelmente diferente consoante o método utilizado.

Para os roazes da população do Sado verificou-se que os valores estimados pelo MPC para as áreas vitais são significativamente diferentes dos valores estimados pelo Kernel 95% (áreas vitais) (Mann-Whitney  $U = 0,0$ ;  $N_1 = N_2 = 10$ ;  $p < 0,001$ ) e pelo Kernel 50% (áreas críticas) (Mann-Whitney  $U = 1,0$ ;  $N_1 = N_2 = 10$ ;  $p < 0,001$ ) (Tabela 3).

No caso dos roazes costeiros, observou-se que os valores estimados pelo MPC para as áreas vitais são significativamente diferentes dos valores estimados pelo Kernel 95% (áreas vitais) (Mann-Whitney  $U = 0,0$ ;  $N_1 = N_2 = 7$ ;  $p = 0,002$ ) mas não são significativamente diferentes ( $p > 0,05$ ) dos valores estimados pelo Kernel 50% (áreas críticas) (Mann-Whitney  $U = 14,0$ ;  $N_1 = N_2 = 7$ ;  $p = 0,20$ ) (Tabela 3). Estes resultados sugerem que as áreas vitais estimadas pelo MPC para os roazes costeiros correspondem, de certa forma, às áreas críticas estimadas pelo Kernel. Isto já era esperado, pois, devido ao reduzido número de avistamentos e à distância existente entre as localizações, não se verifica uma zona de maior intensidade de utilização. Assim, o centro de atividade é construído com base nas poucas localizações observadas e consequentemente a estimativa do Kernel 50% acaba por ser semelhante à do MPC.

## **4.2. Modelação de habitat potencial**

À semelhança do que aconteceu na estimativa das áreas vitais das populações em estudo, também para a modelação de habitat potencial foram utilizados os avistamentos obtidos nas saídas realizadas entre 1990-2013: 27 avistamentos da população do Sado e 43 da população costeira.

### **4.2.1. Maxent**

Para a modelação de habitat potencial foram utilizadas todas as variáveis ambientais, apesar de se ter verificado que algumas estavam correlacionadas (Apêndice I), uma vez que em vários estudos o desempenho do modelo foi melhor utilizando todas as variáveis disponíveis mesmo quando estas estavam correlacionadas (Crawford & Hoagland, 2010; Marques, 2011).

### Desempenho do modelo

Para ambas as populações o desempenho dos modelos obtidos foi excepcional. O valor médio de AUC foi de 0,979 (dp = 0,010) (Fig. 12) para a população de roazes do Sado e de 0,954 (dp = 0,030) (Fig. 13) para a população de roazes costeiros.

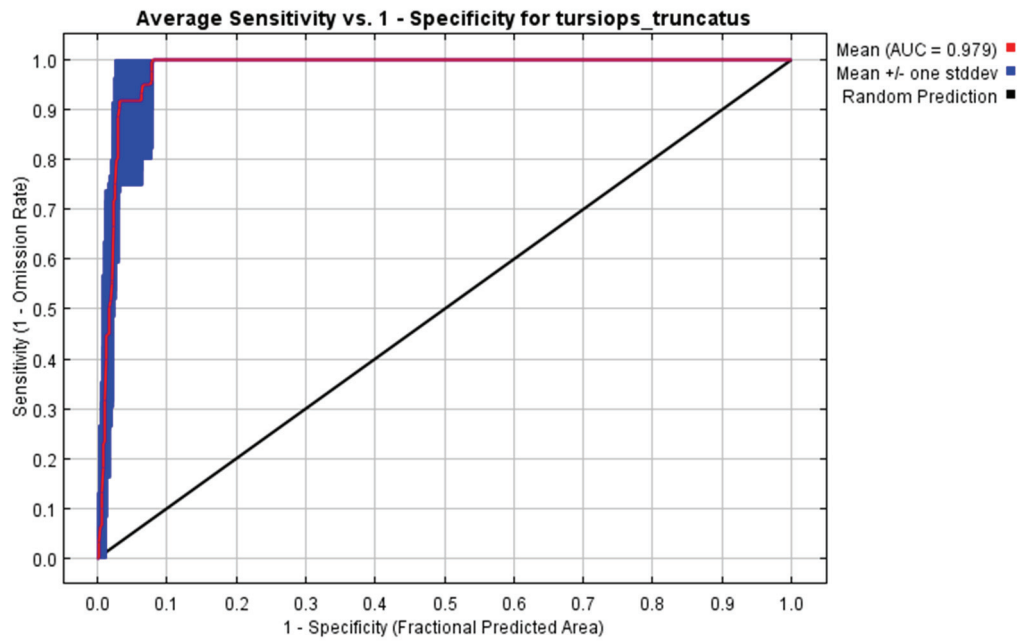


Figura 12. Curva Receiver Operating Characteristic (ROC) do Maxent para os golfinhos-roazes do Sado.

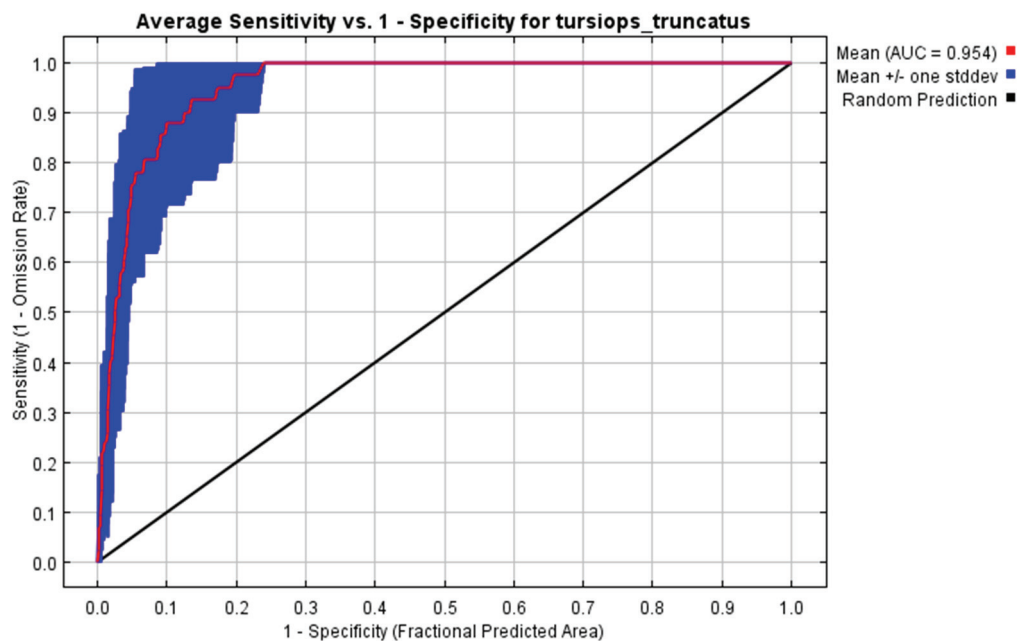


Figura 13. Curva Receiver Operating Characteristic (ROC) do Maxent para os golfinhos-roazes costeiros.

No que respeita aos testes dependentes do parâmetro limite, para todos os valores deste parâmetro testados pelo Maxent o  $p$ -value foi aproximadamente 0,01 para os modelos das duas populações (Apêndice II). Isto significa que para ambos os modelos a previsão das áreas com mais avistamentos, ou seja, mais adequadas à ocorrência foi muito melhor do que uma previsão aleatória.

### ***Variáveis ambientais***

Na tabela 4 estão presentes os valores mínimos, médios e máximos e respetivo desvio padrão das variáveis ambientais para as duas populações em estudo. A distribuição dos golfinhos-roazes de ambas as populações foi não-uniforme para a maioria das variáveis ambientais (Apêndice III), ou seja, existe uma preferência dos animais por determinados valores de cada variável.

Com exceção da direção da costa\_sen, os valores das variáveis ambientais observados para a população de roazes do Sado são significativamente diferentes dos valores observados para os roazes costeiros (Apêndice IV).

**Tabela 4.** Valores das variáveis ambientais analisadas para a população de golfinhos-roazes residentes no estuário do Sado e para a população de golfinhos-roazes costeiros (dp – desvio padrão)

Variável	Sado					Costeiros				
	N	Média	Mínimo	Máximo	DP	N	Média	Mínimo	Máximo	DP
Temp <sup>a</sup> à superfície do mar_dp (°C)	25	0,50	0,47	0,64	0,06	42	0,49	0,38	0,64	0,06
Temp <sup>a</sup> à superfície do mar (°C)	25	16,97	15,97	17,37	0,39	42	17,27	16,51	17,59	0,19
Declive (°)	23	0,50	0,02	1,92	0,52	41	1,62	0,09	12,05	1,90
Distância à costa (m)	27	1056,02	145,20	2649,64	641,72	43	2161,65	145,19	9583,15	1894,44
Direção da costa_sen (E-O)	27	0,01	-0,99 (Oeste)	1,00 (Este)	0,62	43	-0,14	-0,89 (Oeste)	0,98 (Este)	0,43
Direção da costa_cos (N-S)	27	0,75 (Sul)	0,00	1,00 (Sul)	0,27	43	0,88 (Sul)	0,21	1,00 (Sul)	0,18
Orientação do fundo_sen (E-O)	25	-0,32	-0,92 (Oeste)	0,93 (Este)	0,56	42	-0,07	-0,89 (Oeste)	0,61 (Este)	0,33
Orientação do fundo_cos (N-S)	25	1,00 (Sul)	0,99 (Sul)	1,00 (Sul)	0,00	42	1,00 (Sul)	0,99 (Sul)	1,00 (Sul)	0,00
Profundidade (m)	27	8,59	0,92	20,00	6,34	43	78,57	0,97	663,84	104,06

Como se pode observar na tabela 5, os resultados obtidos na modelação de habitat potencial demonstram que a probabilidade de ocorrência dos golfinhos-roazes da população do Sado é influenciada pela distância à costa, pela profundidade e pela direção da costa (norte-sul).

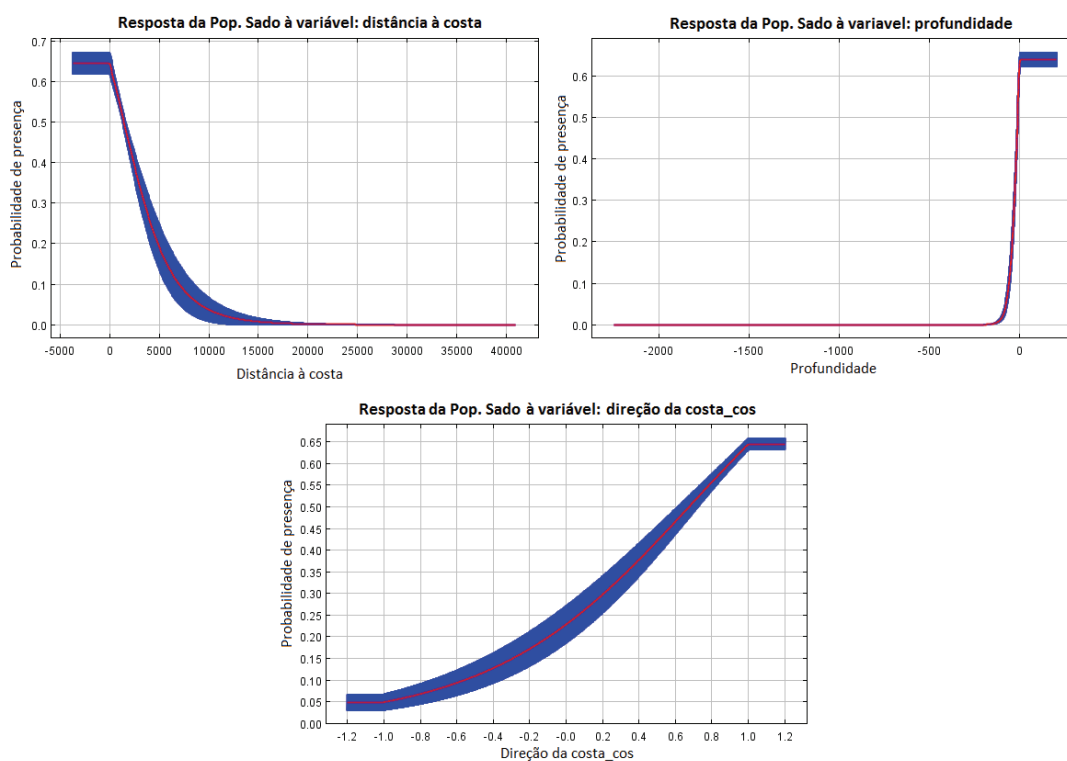
A ocorrência dos roazes costeiros, por sua vez, depende também da distância à costa, da orientação do fundo oceânico e da direção da costa (norte-sul).

Os gráficos com as curvas de resposta para as variáveis mais importantes para a ocorrência de cada uma das populações segundo o Maxent estão presentes nas figuras 14 e 15. As curvas de resposta mostram a probabilidade de ocorrência de uma dada população em função dos valores da variável preditiva.

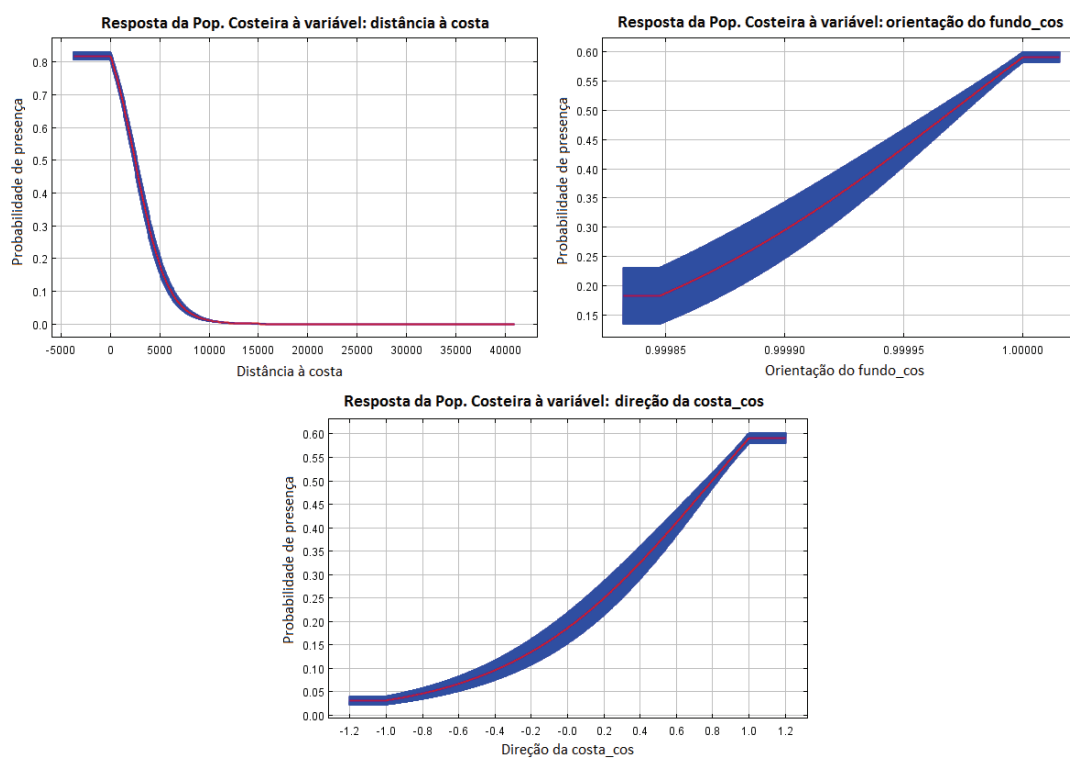
**Tabela 5.** Percentagem de contribuição de cada variável ambiental na construção dos modelos de habitat potencial para a população de golfinhos-roazes do Sado e para a população de golfinhos-roazes costeiros

Sado		Costeiros	
Variável ambiental	Percentagem de contribuição	Variável ambiental	Percentagem de contribuição
Distância à costa	61,1	Distância à costa	51,1
Profundidade	16,0	Orientação do fundo_cos	23,6
Direção da costa_cos	10,3	Direção da costa_cos	11,7
Temp. <sup>a</sup> à superfície do mar_dp	6,2	Temp. <sup>a</sup> à superfície do mar_dp	6,8
Declive do fundo	3,0	Direção da costa_sen	3,0
Direção da costa_sen	1,7	Orientação do fundo_sen	1,3
Orientação do fundo_sen	1,2	Profundidade	1,2
Orientação do fundo_cos	0,5	Declive do fundo	0,8
Temp. <sup>a</sup> à superfície do mar	0,1	Temp. <sup>a</sup> à superfície do mar	0,5

Segundo os modelos obtidos pelo Maxent, os golfinhos-roazes do Sado preferem zonas muito próximas de costa (~0.0 m), com profundidades muito baixas, próximas dos 0 metros e com a costa orientada para Sul (Fig. 14). Os golfinhos-roazes costeiros preferem zonas também muito próximas de costa (~0.0 m), com o fundo do mar orientado para Sul (cos = 1), e com a costa também orientada para Sul (cos = 1) (Fig. 15).



**Figura 14.** Curvas de resposta relativas às variáveis ambientais mais importantes, segundo a previsão do Maxent, para a ocorrência dos golfinhos-roazes do Sado.

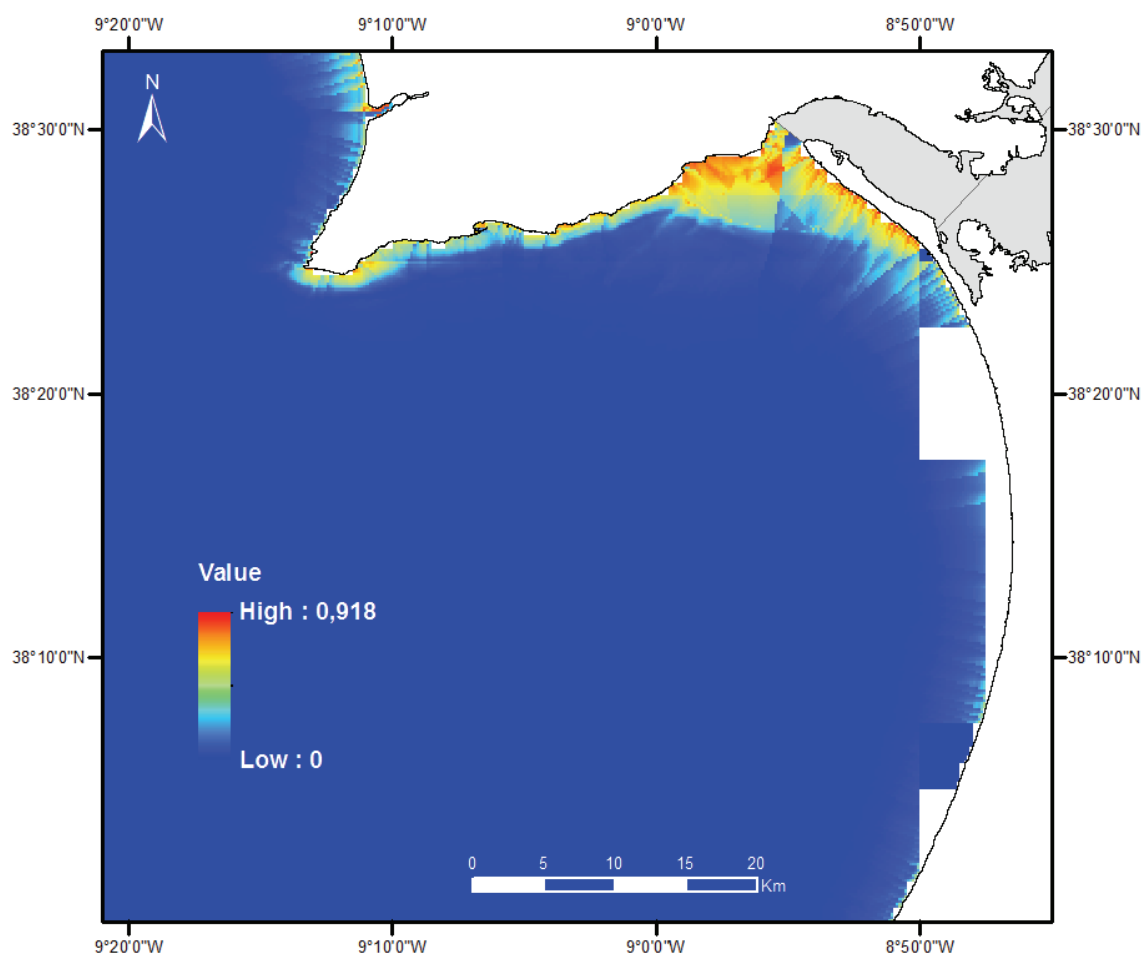


**Figura 15.** Curvas de resposta relativas às variáveis ambientais mais importantes, segundo a previsão do Maxent, para a ocorrência dos golfinhos-roazes costeiros.

### ***Mapa do modelo de habitat potencial***

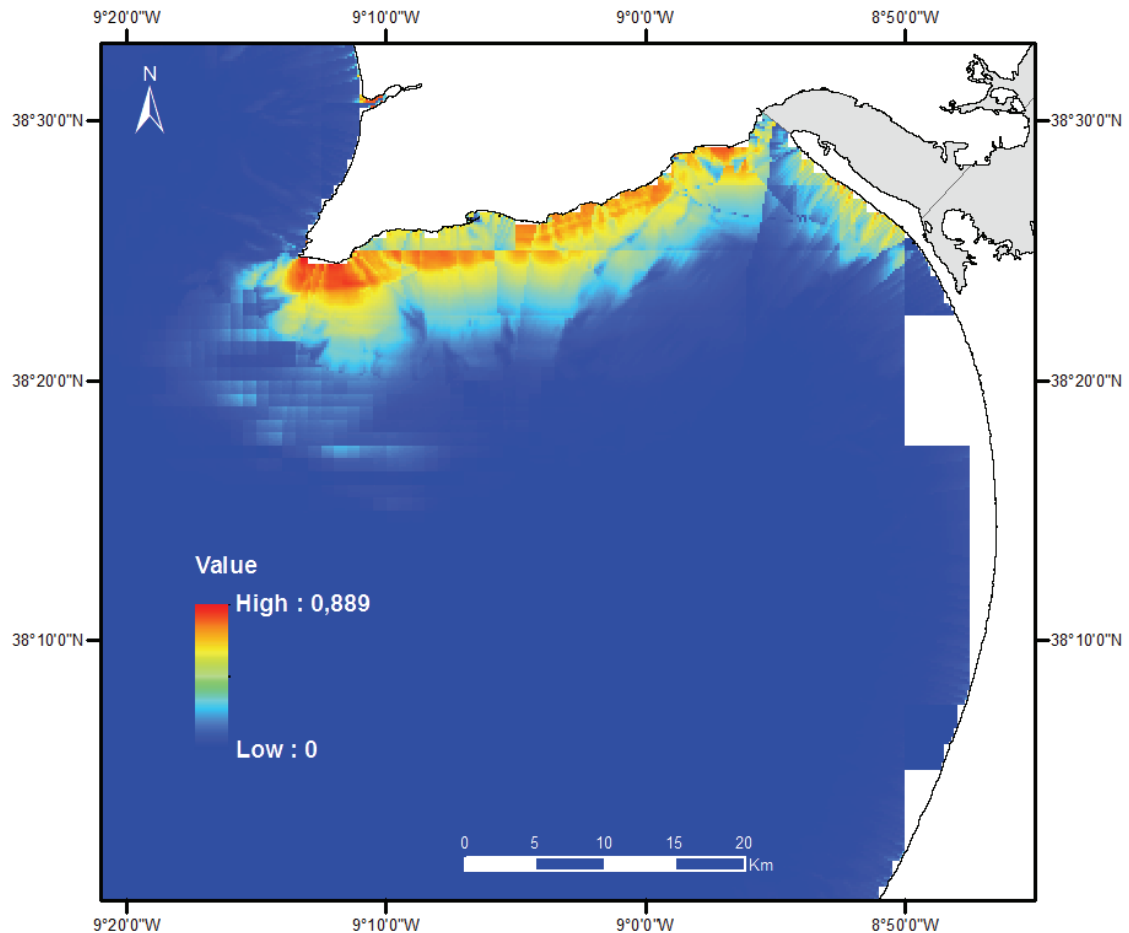
Os mapas com a localização do habitat mais adequado previsto pelo Maxent para cada uma das populações em estudo estão representados nas figuras 16 e 17.

No caso da população de golfinhos-roazes residentes no estuário do Sado, o modelo previu habitats com uma adequabilidade máxima de 0,918. No mapa da figura 16 observa-se que os habitats mais adequados à ocorrência destes indivíduos localizam-se na zona do Cambalhão (zona frontal à boca do estuário) e do canal, entre a Praia da Figueirinha e o Portinho da Arrábida e na metade Norte da faixa costeira oceânica da península de Troia.



**Figura 16.** Modelo médio produzido pelo Maxent para os golfinhos-roazes residentes no estuário do Sado na zona costeira da Arrábida. Habitats mais adequados estão indicados por cores mais quentes (vermelho) enquanto habitats com menor probabilidade de apresentarem condições adequadas apresentam tonalidades azuladas.

Para os golfinhos-roazes costeiros, o modelo previu habitats com uma adequabilidade máxima de 0.889. Os habitats mais adequados para a ocorrência destes roazes, segundo o Maxent, localizam-se ao longo de praticamente toda a faixa costeira da Arrábida, desde a Praia da Figueirinha até ao Cabo Espichel (Fig. 17).



**Figura 17.** Modelo médio produzido pelo Maxent para os golfinhos-roazes costeiros na zona costeira da Arrábida. Habitats mais adequados estão indicados por cores mais quentes (vermelho) enquanto habitats com menor probabilidade de apresentarem condições adequadas apresentam tonalidades azuladas.

#### 4.2.2. Adequabilidade das áreas críticas

Na tabela 6 estão presentes os valores de adequabilidade média e máxima para as áreas críticas dos 17 indivíduos e de cada uma das populações obtidos pelo respetivo modelo. Ao analisar esta tabela verifica-se que todas as áreas críticas possuem valores de adequabilidade máxima muito próximos do valor de adequabilidade máxima previsto pelo modelo de cada população para toda a área de estudo. Para além disso, os valores de adequabilidade média

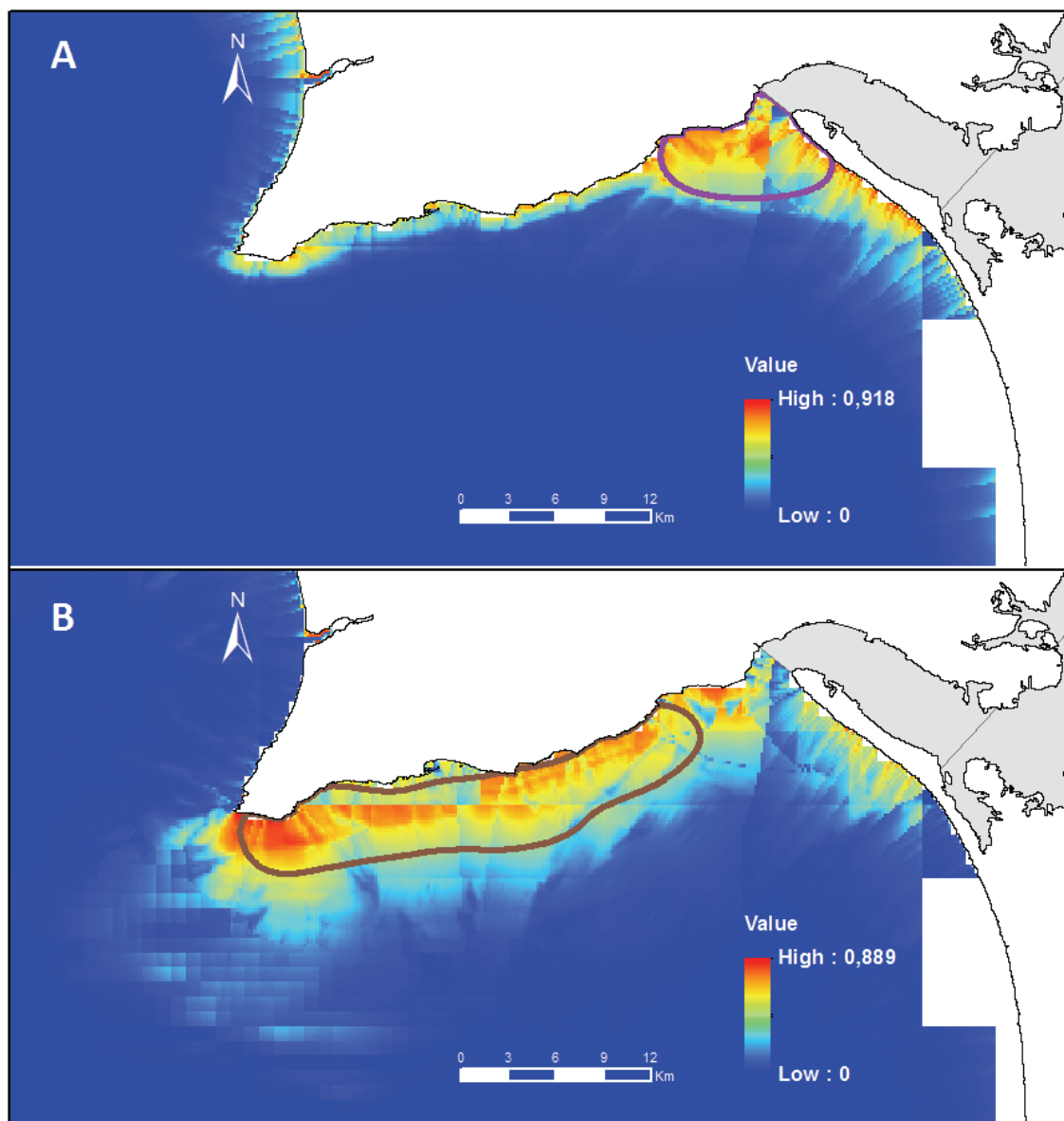
correspondem maioritariamente a pelo menos metade do valor de adequabilidade máxima do respetivo modelo, indicando que estas zonas reúnem condições adequadas à ocorrência dos indivíduos ou populações em causa.

**Tabela 6.** Valores de adequabilidade (probabilidade de ocorrência) média e máxima previstos pelos modelos de habitat potencial para as áreas críticas dos 17 golfinhos-roazes e das duas populações em estudo

Sado			Costeiros		
Indivíduo	Adq. Média	Adq. Máxima	Indivíduo	Adq. Média	Adq. Máxima
Azul	0,548	0,877	NR011	0,445	0,803
Bisnau	0,538	0,877	NR015	0,453	0,817
Cavalito	0,544	0,877	NR021	0,483	0,803
Cocas	0,557	0,877	NR025	0,538	0,853
Esporão	0,557	0,877	NR026	0,483	0,803
Ligeiro	0,547	0,877	SBTT041	0,383	0,889
Moisés	0,564	0,877	SBTT046	0,358	0,889
Raíz	0,566	0,877			
Serrote	0,554	0,877			
Tripé	0,530	0,877			
<b>População</b>	0,575	0,877	<b>População</b>	0,579	0,887

Na figura 18 ilustra as áreas críticas das populações de roazes e os modelos de habitat potencial estimado pelo Maxent. Ao analisar os resultados presentes nesta figura é possível observar que as áreas críticas estimadas para cada uma das populações em estudo incluem praticamente todas as zonas previstas pelo Maxent como sendo as áreas mais adequadas à ocorrência dos roazes da respetiva população.





**Figura 18.** Modelo médio produzido pelo Maxent da população de golfinhos-roazes do Sado (A) e respetiva área crítica (limite roxo), e da população de golfinhos-roazes costeiros (B) e respetiva área crítica (limite castanho). Habitats mais adequados estão indicados por cores mais quentes (vermelho) enquanto habitats com menor probabilidade de apresentarem condições adequadas apresentam tonalidades azuladas.

### 4.3. Importância da área de sobreposição de ocorrência

Tendo em conta que se pretendia avaliar a importância das zonas de sobreposição de ocorrência para cada uma das populações, a tabela 7 indica os valores médios e máximos de adequabilidade para cada uma das populações (Sado e costeiros) das zonas de sobreposição de ocorrência estimadas pelo método do MPC e pelo método de Kernel.

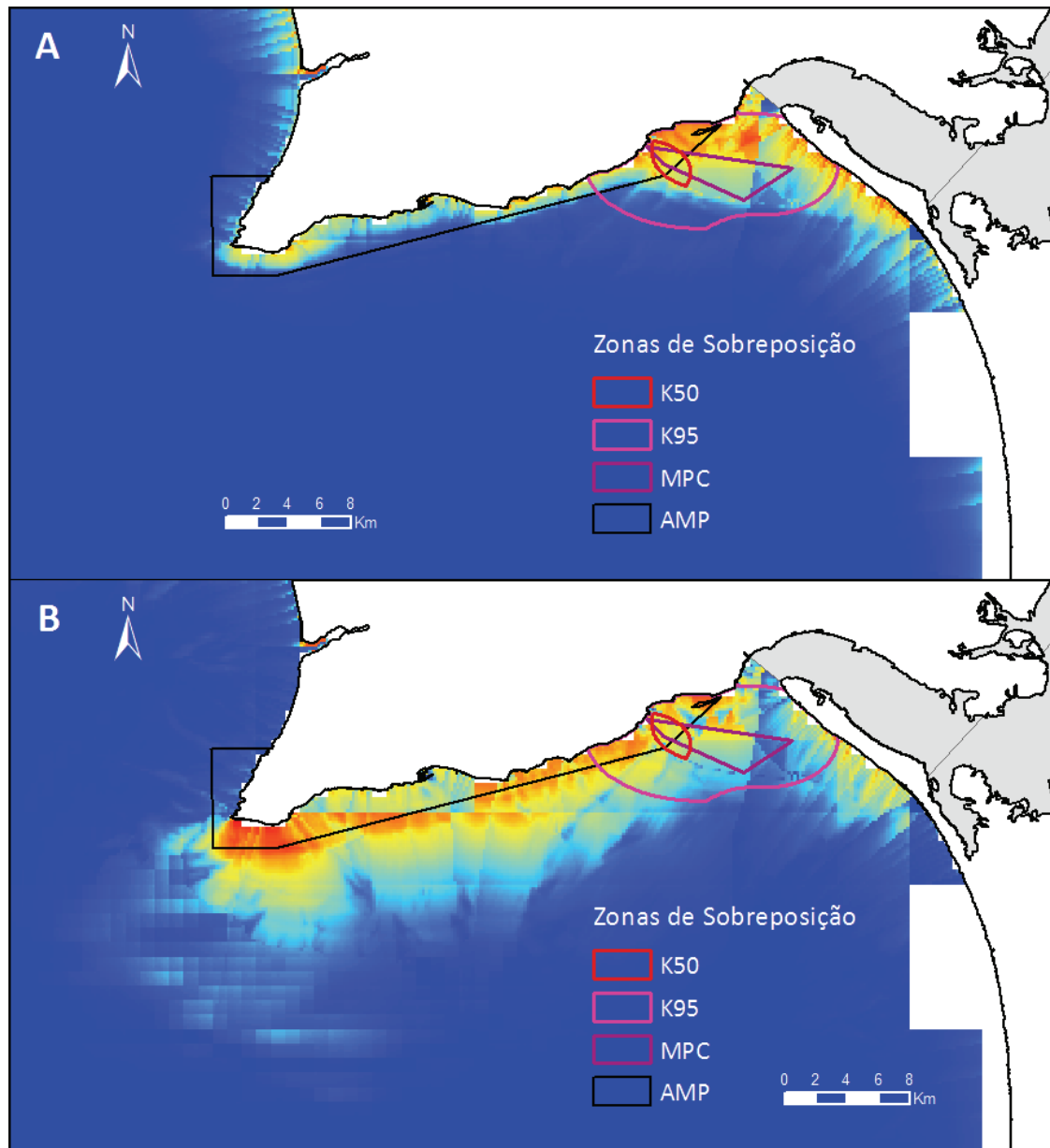
**Tabela 7.** Valores de adequabilidade (probabilidade de ocorrência - 0 a 1) média e máxima previstos pelos modelos de habitat potencial para as áreas de sobreposição de ocorrência das duas populações em estudo: MPC – sobreposição de áreas vitais estimadas pelo MPC; K95 – sobreposição de áreas vitais estimadas pelo Kernel (95%); K50 – Sobreposição de áreas críticas estimadas pelo Kernel (50%)

População	MPC		K95		K50	
	Médio	Máximo	Médio	Máximo	Médio	Máximo
<b>Sado</b>	0,489	0,777	0,438	0,877	0,612	0,792
<b>Costeiros</b>	0,403	0,653	0,402	0,828	0,540	0,653

Pela análise da tabela 7 pode constatar-se que as zonas de sobreposição são medianamente adequadas para as duas populações em estudo. A zona de sobreposição das áreas críticas (K50) apresenta o valor médio de adequabilidade mais elevado para ambas as populações.

A zona de sobreposição das áreas vitais (K95) é a que inclui habitats com maior probabilidade de ocorrência para a população do Sado e para a população costeira, habitats esses que estão sobrepostos numa área junto à Praia da Figueirinha. No entanto, cerca de metade desta área apresenta habitats menos adequados, o que justifica o valor médio da adequabilidade desta zona ser o mais baixo das 3 zonas de sobreposição estimadas.

Na figura 19 representa a adequabilidade prevista pelos modelos do Maxent para os habitats que constituem as zonas de sobreposição de ocorrência da população do Sado e da população costeira. Nesta figura verifica-se que os habitats mais adequados à ocorrência de cada uma das populações dentro das áreas de sobreposição de ocorrência localizam-se dentro dos limites do Parque Marinho Professor Luiz Saldanha que é uma área marinha protegida (AMP). A implementação desta AMP não esteve relacionada com a conservação de cetáceos, no entanto, muitos dos habitats previstos como mais adequados para a ocorrência de cada uma das populações em estudo estão localizados dentro dos limites do Parque Marinho Professor Luiz Saldanha, particularmente no caso da população de roazes costeiros (Fig. 19).



**Figura 19.** Modelo médio produzido pelo Maxent da população de golfinhos-roazes do Sado (A) e da população de golfinhos-roazes costeiros (B), áreas de sobreposição de ocorrência resultantes das áreas vitais (MPC e K95) e áreas críticas (K50) estimadas para cada uma das populações de roazes e Parque Marinho Prof. Luiz Saldanha (AMP). Habitats mais adequados estão indicados por cores mais quentes (vermelho) enquanto habitats com menor probabilidade de apresentarem condições adequadas apresentam tonalidades azuladas.



## 5. Discussão

### 5.1. Áreas vitais

#### 5.1.1. Dados Áreas vitais das populações

A distribuição geográfica dos golfinhos, assim como a da maioria dos animais, reflete a seleção de habitats específicos que são ocupados de acordo com o respetivo valor em recursos, dos quais estes animais necessitam (Johnston *et al.*, 2005).

No presente estudo observou-se a existência de diferenças consideráveis na distribuição e nos padrões de utilização de habitat entre a população de golfinhos-roazes residente no estuário do Sado e a população de golfinhos-roazes costeiros, na zona costeira da Arrábida, o que se refletiu em diferenças na localização e no tamanho das respetivas áreas vitais.

Devido à plasticidade comportamental característica dos golfinhos-roazes, e consoante as condições ecológicas locais, observa-se muitas vezes uma enorme variação ao nível dos padrões de movimentos e do tamanho das áreas vitais entre populações de roazes geograficamente distintas (Bearzi *et al.*, 1997), como é o caso das populações em estudo.

Geralmente, populações que vivem em habitats protegidos, como o estuário do Sado, organizam-se em grupos mais pequenos, apresentam uma elevada fidelidade local, padrões de movimento limitados e áreas vitais pequenas (Connor, RC *et al.* 2000; Gubbins, 2002; Fury & Harrison, 2008). Pelo contrário, em habitats abertos é comum encontrar grandes grupos e com baixa fidelidade local, que se reflete em áreas vitais maiores (Balance, 1992; Silva *et al.*, 2008). Tal ficou também demonstrado no presente estudo, pois, independentemente do método utilizado, observou-se que a área vital da população de roazes costeiros é muito maior (3 a 4 vezes) que a área vital exterior da população de roazes residente no estuário do Sado.

O tamanho da área vital na zona costeira adjacente ao estuário do Sado estimado pelo método de MPC para a população do Sado, de 58,58 km<sup>2</sup>, é semelhante ao estimado para populações desta espécie noutros habitats semelhantes, nomeadamente em Sanibel (Florida), em Calibogue Sound (Carolina do Sul) e em Shannon (Irlanda), onde as estimativas para as áreas vitais foram: 35,4 km<sup>2</sup>, 40,8 km<sup>2</sup> e 47,7 km<sup>2</sup>, respetivamente (Shane, 1987; Gubbins, 2002; Ingram & Rogan, 2002).

Já o tamanho estimado pelo método de Kernel de 105,7 km<sup>2</sup> para esta população é perto do dobro do estimado pelo MPC, assemelhando-se ao obtido por Martínez-Serrano *et al.* (2011) de 129,2 km<sup>2</sup> para os golfinhos mais avistados (n=66) e por Connor, RC *et al.* (2000) de 125 km<sup>2</sup> em Sarasota, Florida.

Contudo, as estimativas das áreas vitais obtidas pelos dois métodos utilizados no presente estudo são bastante mais elevadas que as obtidas por Smith (2012) para o grupo de fêmeas de golfinho-roaz do Indo-Pacífico (*Tursiops aduncus*) que ocorre em águas mais interiores (estuário e zona adjacente) e por Fury & Harrison (2008) para golfinhos da mesma espécie (*T. aduncus*) residentes em dois sistemas estuarinos. Estas diferenças podem estar relacionadas com diferenças ecológicas do habitat, uma vez que no caso dos dois estudos referidos (Fury & Harrison, 2008; Smith, 2012) ambos estimaram as áreas vitais dos golfinhos maioritariamente dentro de estuários e não na zona adjacente, como é o caso do presente estudo, o que limita logo à partida a extensão das áreas vitais. Por outro lado, segundo vários autores o tamanho das áreas vitais pode variar em função do sexo, idade e estado reprodutivo dos indivíduos (Chilvers, 2001; Urian *et al.*, 2009; Smith, 2012).

No caso da população costeira, as estimativas obtidas pelos dois métodos utilizados no presente estudo assemelham-se às obtidas noutros estudos realizados para esta espécie em habitats costeiros (Silva *et al.*, 2008; Urian *et al.*, 2009). No entanto, comparando com os valores obtidos por Martínez-Serrano *et al.* (2011) e por Wolf (2013), as áreas vitais dos roazes costeiros na zona da Arrábida têm uma dimensão consideravelmente reduzida. Estas diferenças, mais uma vez, poderão estar relacionadas com características do habitat, com o tamanho da área de estudo ou com o número de indivíduos analisados.

A localização das áreas vitais e das áreas críticas das duas populações em estudo é diferente, sendo que a área de ocorrência que é comum às duas populações em estudo tem uma extensão muito reduzida. Este resultado já era espectável devido à raridade dos encontros documentados entre as duas populações (Gaspar, 2003; Martinho *et al.*, 2013), e aos resultados observados noutros estudos realizados com populações de golfinhos residentes e costeiras (Urian *et al.*, 2009; Martínez-Serrano *et al.*, 2011; Smith, 2012) nos quais se verificaram igualmente diferenças no tamanho e na localização das áreas vitais entre os golfinhos residentes e os golfinhos costeiros.

Shane (1987) sugeriu que embora o género *Tursiops* não pareça ser territorial, em certos locais estas populações parecem definir fronteiras e limites na sua área de ocorrência, voltando consistentemente ao mesmo local. Isto pode explicar a permanência dos indivíduos de cada população em certas zonas, justificando-se a baixa sobreposição das áreas de ocorrência das duas populações no presente estudo.

Como já foi referido, os roazes têm uma ampla distribuição, habitam uma grande variedade de habitats e mostram um alto grau de plasticidade e especialização no que respeita às técnicas de captura de alimento (Lewis & Schroeder, 2003; Torres & Read, 2009). Consoante o tipo de presas e de habitat os roazes utilizam diferentes estratégias de caça. Nomeadamente, não há registos de roazes costeiros a caçarem nas zonas baixas dos bancos de areia junto à península de Troia, um

dos locais que é conhecido como sendo uma área de alimentação importante dos roazes do Sado (Cândido, 2003; Gaspar, 2003). Mesmo tratando-se de populações simpátricas, as diferenças na forma como obtêm o seu alimento podem explicar as diferenças na utilização do habitat (*e.g.* Hoelzel *et al.*, 1998a) e consequentemente as diferenças no tamanho e localização das suas áreas vitais. Por exemplo, a exploração de recursos a profundidades diferentes ou em diferentes alturas do ano estão documentadas para espécies de golfinhos simpátricas (Bearzi, 2005b).

Geralmente, os golfinhos que habitam áreas costeiras abertas percorrem distâncias maiores muito provavelmente relacionadas com a procura das presas que estão irregularmente distribuídas (Silva *et al.*, 2008) por conseguinte, têm proporcionalmente áreas vitais maiores para abranger a natureza efémera e irregular dos cardumes de peixes (Acevedo-Gutierrez & Parker, 2000). Isto pode explicar a distribuição e a dimensão das áreas vitais dos roazes costeiros neste trabalho. Em relação aos roazes do Sado, estes alimentam-se sobretudo na zona interior do estuário não necessitando de se deslocar tanto para satisfazer as suas necessidades. Contudo, o efeito da disponibilidade de alimento nas áreas vitais destas duas populações, principalmente na população de roazes costeiros, constitui um fator importante a ser estudado futuramente quando existirem mais dados disponíveis.

Outras possíveis explicações para as diferenças observadas ao nível do tamanho e localização das áreas vitais das duas populações em estudo são o risco de predação e a competição.

A preferência por águas costeiras de profundidades baixas tem sido documentada para várias populações do género *Tursiops* como forma de evitar os predadores que habitam as águas mais profundas, como é o caso do tubarão branco (*Carcharodon carcharias*) (Weir *et al.*, 2008). Mann *et al.* (2000) sugerem mesmo a possibilidade das fêmeas que passam mais tempo em águas menos profundas conseguirem detetar e evitar tubarões mais facilmente do que em águas mais profundas.

Embora os roazes costeiros também tenham uma distribuição muito próxima da faixa costeira, provavelmente sentem-se demasiado expostos ao perigo em águas tão rasas como os bancos de areia junto à península de Troia, acabando por evitar essas zonas.

A competição pode levar ao desenvolvimento de diferentes técnicas de caça que consequentemente se podem traduzir em diferenças nas áreas vitais das populações e dos indivíduos. Na Escócia a competição entre indivíduos e grupos sociais resultou numa estratificação da distribuição espacial da população (Wilson *et al.*, 1997; Wilson *et al.*, 2004). Embora não existam dados relativos a conflitos entre os roazes das duas populações do presente trabalho, a diferença na utilização do habitat poderá também ser uma forma de evitar a competição entre as duas populações, o que poderia justificar a reduzida área de sobreposição de ocorrência das duas populações.

### 5.1.2. Comparação de áreas vitais entre indivíduos das duas populações

As estimativas das áreas vitais médias obtidas ao nível individual para os dois grupos de golfinhos no presente estudo são idênticas às obtidas por Smith (2012) num estudo realizado na Austrália com uma população de *Tursiops aduncus*. Smith (2012) estimou segundo o MPC uma área vital média de  $44,64 \pm 9,04 \text{ km}^2$  para as fêmeas ( $n=20$ ) e de  $59,44 \pm 16,06 \text{ km}^2$  para os machos ( $n=4$ ). Estes machos têm um comportamento mais transitório e apresentam áreas vitais maiores do que as fêmeas, assemelhando-se aos roazes costeiros do presente estudo, cuja média das áreas vitais ao nível individual, segundo o MPC, foi de  $54,32 \pm 30,24 \text{ km}^2$  ( $n=7$ ). As fêmeas, por sua vez, apresentavam um carácter mais residente e consequentemente áreas vitais mais pequenas (Smith, 2012), podendo comparar-se com a população do Sado, cuja média das áreas vitais estimada foi de  $44,79 \pm 4,31 \text{ km}^2$  ( $n=10$ ).

Apesar do tamanho médio das áreas vitais estimadas pelo MPC para os roazes costeiros ser ligeiramente superior ao das áreas estimadas para os roazes do Sado, não existe uma diferença significativa entre as duas populações ( $p > 0,05$ ).

Segundo método de Kernel, quer ao nível da população quer a nível individual, o tamanho médio estimado para as áreas vitais foi bastante superior ao obtido pelo MPC. Os valores estimados pelo Kernel para os roazes costeiros e para os roazes do Sado são significativamente diferentes ( $p < 0,05$ ) tanto para as áreas vitais como para as áreas críticas.

Para os roazes do Sado, a estimativa da área vital para a população ( $105,7 \text{ km}^2$ ) é muito próxima da área vital média dos indivíduos ( $106,53 \text{ km}^2$ ), e tal como acontece para o MPC, esta não apresenta grande variabilidade ( $dp = 3,47 \text{ km}^2$ ), o que já era esperado tendo em conta que os indivíduos desta população são avistados regularmente no mesmo grupo (Grilo, 2010). Estes resultados são semelhantes aos obtidos por Martínez-Serrano *et al.* (2011), que estimaram uma área vital média de  $129,2 \text{ km}^2$  ( $n=66$ ) num habitat costeiro aberto, ou seja, que em certa medida vai ao encontro das características da presente área de estudo.

Para os roazes costeiros, segundo o método de Kernel, a estimativa da área vital para a população ( $326,28 \text{ km}^2$ ) é bastante superior à área vital média dos indivíduos ( $190,59 \pm 25,77 \text{ km}^2$ ) e o mesmo acontece para a área crítica, embora não se verifique uma diferença tão grande. Isto acontece porque existe uma utilização diferenciada da área de estudo por parte dos roazes costeiros (Figs. 9-11), ou seja, parte dos indivíduos foram avistados mais para Este de Sesimbra, enquanto outra parte foi avistada mais para Oeste do Guincho (Fig.2). Como a estimativa da área vital da população incorpora todos os avistamentos o seu tamanho será bastante maior, uma vez que as localizações estão mais afastadas do que as utilizadas nas estimativas das áreas vitais individuais. De qualquer forma, o tamanho das áreas vitais e áreas críticas dos roazes costeiros é



análogo ao observado por Smith (2012) para os machos de *T. aduncus*, cujas características do habitat e do comportamento transitório dos indivíduos são muito idênticas e comparáveis aos golfinhos costeiros em estudo, e são ainda semelhantes aos obtidos por Wolf (2013) e por Silva *et al.* (2008), apesar das diferenças nas características do habitat destes dois estudos. Por outro lado, o tamanho das áreas vitais e áreas críticas observadas para os roazes costeiros é consideravelmente mais pequeno que o tamanho médio observado por Martínez-Serrano *et al.* (2011) para um grupo de roazes na sua maioria não residente. Uma possível explicação para estes resultados está diretamente relacionada com a metodologia de recolha de dados. No presente estudo, os avistamentos foram realizados a uma distância da costa de no máximo 6 milhas, sendo mais reduzida do que nos estudos referidos, e consequentemente a extensão da área em que os avistamentos poderiam ocorrer é mais reduzida, limitando a extensão das áreas vitais. Por outro lado, nos estudos referidos o número de indivíduos observado é muito superior ao observado neste trabalho, permitindo uma estimativa mais aproximada da real. Como já foi referido, o número de avistamentos por indivíduo para os roazes costeiros não atingiu os dez, considerado o mínimo de avistamentos aceitável por alguns autores (Ingram & Rogan, 2002; Martínez-Serrano *et al.*, 2011), sendo que as estimativas obtidas podem efetivamente estar subestimadas. Para além disso, sabe-se que estas áreas vitais não correspondem às áreas vitais completas dos roazes costeiros mas apenas às áreas vitais conhecidas na presente área de estudo, não sendo de esperar áreas vitais tão grandes como as observadas nos dois estudos referidos (Silva *et al.*, 2008; Martínez-Serrano *et al.*, 2011).

### **5.1.3. Comparação de áreas vitais entre indivíduos da mesma população**

O presente estudo demonstra uma grande variação no que respeita às áreas vitais dos golfinhos-roazes analisados. Consoante o método utilizado e o indivíduo em causa, a extensão de uma área vital pode variar entre 32 Km<sup>2</sup> e 238 Km<sup>2</sup>. Esta variação é explicada em parte pelas diferenças inerentes às duas técnicas utilizadas nas estimativas (que serão discutidas com mais pormenor mais adiante) mas também estará provavelmente relacionada com a ecologia das duas populações em estudo e com características próprias dos indivíduos.

De acordo com Chilvers (2001), as áreas vitais descritas para golfinhos-roazes que ocupam ambientes protegidos, como baías, variam entre 15 e 77 Km<sup>2</sup>, dependendo do sexo, da idade e do estado reprodutor do indivíduo.

O presente trabalho está de acordo com o afirmado por Chilvers (2001) quando o método utilizado foi o MPC, sendo que as áreas vitais médias estimadas foram de  $44,49 \pm 4,31$  km<sup>2</sup> para a

população do Sado ( $n=10$ ) e de  $54,32 \pm 30,24 \text{ km}^2$  para a população de roazes costeiros ( $n=7$ ). Pelo contrário, as estimativas obtidas pelo método de Kernel, como já foi referido, foram bastante superiores. Isto pode ser explicado pelo facto de neste trabalho se estar a analisar as áreas vitais utilizadas numa zona ligeiramente mais extensa do que um estuário ou uma baía. Por outro lado, o facto do parâmetro de alisamento ( $h$ ) utilizado neste trabalho ter sido de 3 milhas, influencia diretamente as estimativas obtidas, pois a área abrangida em redor dos pontos de ocorrência do animal nesta estimativa de Kernel é muito maior do que a área considerada na estimativa por MPC.

Independentemente do método utilizado, os golfinhos-roazes residentes no estuário do Sado apresentam áreas vitais e áreas críticas muito semelhantes, quer na extensão, quer na localização (Figs. 6-8). Aliás, a área crítica de cada indivíduo está sobreposta em média 76.08% com as outras áreas críticas e 89.12% com a área crítica da população. Tal já era esperado, não só por se tratar duma população residente mas também devido ao reduzido efetivo populacional. Estes roazes realizam as suas atividades rotineiras maioritariamente em grupo, não se afastando muito uns dos outros (Grilo, 2010) pois sendo uma população residente no estuário do Sado, todos os indivíduos deste grupo estão adaptados às condições do estuário e da sua área envolvente. Portanto, não era espectável que a distribuição diferisse muito de indivíduo para indivíduo. Para além disso, estes resultados não constituem uma surpresa, uma vez que, tanto a localização como o tamanho das áreas vitais estimadas pelo MPC neste trabalho estão de acordo com os observados noutros estudos realizados com esta população (Cândido, 2003; Grilo, 2010), considerando apenas a zona exterior do estuário.

Por seu lado, a população costeira apresenta grandes diferenças no tamanho e na localização das áreas vitais e das áreas críticas dos seus indivíduos (Figs. 9-11) seja qual for o método de estimativa utilizado, que se refletem nas baixas percentagens de sobreposição das áreas críticas de cada indivíduo com a restante população e na quase inexistente área crítica comum aos 7 indivíduos.

Estas diferenças são particularmente evidentes entre os indivíduos avistados nos anos de 1990 (NROXX) e os avistados a partir de 2007 (SBTT0XX). Uma possível explicação para estes resultados está na metodologia utilizada na recolha de dados. Nos anos de 1990 os dados foram recolhidos por Gaspar (2003) segundo uma rota pré-definida e que, como se pode verificar na figura 3, se localizava muito próxima de costa. Ou seja, a área de estudo nesta altura foi muito mais reduzida do que no presente estudo, limitando a observação dos indivíduos a uma faixa de mar muito próxima de costa. No entanto, isto não significa que estes indivíduos se tenham limitado a esta zona de ocorrência. Por outro lado, os indivíduos avistados a partir de 2007 também não foram

muito observados a Este do Guincho (Fig.2, 9 e 10), embora esta zona também tenha sido amostrada. Ou seja, para além da questão metodológica parece existir um certo grau de separação dos recursos utilizados na área de estudo por parte dos golfinhos costeiros.

Por outro lado, segundo Martinho *et al.* (2014) o carácter do grupo de roazes avistados nos anos 90 (Gaspar, 2003) é diferente dos animais avistados a partir de 2007. Os animais do primeiro grupo eram avistados frequentemente na área de estudo e eram quase sempre os mesmos indivíduos, indicando uma população possivelmente fechada (Martinho, 2012). Pelo contrário, a partir de 2007, o número de roazes costeiros observados na área de estudo foi maior e com menos reavistamentos, sugerindo que se trata de uma população muito maior e com entrada e saída de indivíduos (Martinho, 2012). Acrescentando o facto das áreas vitais observadas no presente estudo serem apenas uma parte das reais áreas vitais dos indivíduos costeiros, é bastante provável que estes dois grupos de roazes possuam preferências e requisitos diferentes e consequentemente, como foi observado neste trabalho, utilizem a área de estudo de forma distinta.

A utilização diferenciada de habitat por golfinhos-roazes foi observada também noutros locais, salientando a importância da análise ao nível do indivíduo.

Vários estudos têm observado que as áreas vitais de indivíduos que ocorrem nos mesmos locais podem variar consideravelmente na sua extensão e localização.

Smith (2012) observou que as áreas vitais de *T. aduncus* machos variavam entre 20 km<sup>2</sup> e 95 km<sup>2</sup> segundo o MPC, e entre 30 km<sup>2</sup> e 295 km<sup>2</sup> segundo o Kernel enquanto as das fêmeas variavam entre 6 km<sup>2</sup> e 142 km<sup>2</sup> segundo o MPC, e entre 24 km<sup>2</sup> e 80 km<sup>2</sup> segundo o Kernel. Wolf (2013) verificou que a diferença existente entre o tamanho das áreas vitais individuais estimadas num grupo de 20 roazes residentes poderia atingir os 500 km<sup>2</sup>, de acordo com o MPC, ou os 642 km<sup>2</sup> no caso do Kernel. Ingram & Rogan (2002) observaram que para além do tamanho, a localização das áreas vitais de roazes no estuário de Shannon era diferente, como acontece com os golfinhos costeiros no presente trabalho. Estes autores identificaram duas zonas distintas no estuário como zonas de maior ocorrência dos golfinhos e verificaram que enquanto alguns utilizavam ambas as zonas, outros limitavam-se a apenas uma das zonas, apesar da proximidade entre elas. Esta informação assume especial relevância no planeamento de medidas de conservação, uma vez que o número de indivíduos que ocupa apenas a área vital mais pequena é também mais reduzido e por isso mais susceptível às perturbações ao seu bem-estar que possam ter lugar nessa zona.

O facto dos dois roazes costeiros (SBTT041 e SBTT046) observados a partir de 2007 não terem ocorrido numa zona mais para Este pode estar relacionado com estratégias de alimentação, com preferências ambientais individuais, com características ecológicas do próprio habitat podendo

existir alguma diferença que justifique a não ocorrência dos indivíduos para Este do Guincho. Por outro lado, pode simplesmente ser um resultado enviesado devido ao reduzido número de avistamentos de cada um dos sete indivíduos. O número de avistamentos para estes indivíduos é cerca de metade do mínimo desejável, que é 10, resultando muito provavelmente em subestimativas das áreas vitais e críticas destes indivíduos.

#### **5.1.4. Metodologia**

No presente estudo ficou demonstrado uma vez mais que o tamanho da amostra, seja ao nível do número de avistamentos para a população, ou para os indivíduos, é um fator importante a considerar aquando da escolha do método para estimar as áreas vitais.

A utilização de amostras pequenas na estimativa de áreas vitais poderá resultar na obtenção de resultados que poderão representar apenas uma parte das verdadeiras áreas vitais dos animais (Urian *et al.*, 2009).

Utilizar amostras demasiado pequenas provavelmente resultará em áreas subestimadas utilizando o MPC ou áreas sobrestimadas utilizando o Kernel (Urian *et al.*, 2009).

Contudo, para amostras pequenas, o MPC é aparentemente mais realista do que o Kernel pois o último, sendo dependente da densidade, irá produzir uma área vital que poderá estar mais deturpada. Se os poucos pontos de amostragem estiverem muito próximos, a área vital produzida pelo Kernel provavelmente não incluirá toda a área vital real. Pelo contrário, se os poucos pontos de amostragem estiverem muito afastados o Kernel produzirá uma área vital sobrestimada ou poderá mesmo produzir áreas vitais com base apenas num ou dois pontos, o que se verificou nalgumas áreas críticas dos roazes costeiros.

Assim, para o estimador de Kernel serão preferíveis amostras maiores de forma a assegurar que toda a área vital está representada mas sem estar demasiado sobrestimada.

O tamanho mínimo de amostra recomendado para utilizar o estimador de Kernel é de 30 observações (Seaman *et al.*, 1999; Alves, 2009). Urian *et al.* (2009) demonstraram que eram necessários pelo menos 100 e 150 pontos de amostragem, utilizando o MPC e o Kernel respetivamente, para estimar adequadamente as áreas vitais de golfinhos fêmeas em Sarasota Bay. No entanto, em estudos de cetáceos sem a fixação de transmissores é muito difícil obter números de avistamentos tão elevados por indivíduo. Por essa razão, alguns estudos consideram 10 avistamentos como o tamanho mínimo de amostra para poder incluir um determinado indivíduo na análise (*e.g.* Ingram & Rogan, 2002; Martínez-Serrano, 2011). No presente estudo, infelizmente, este critério não se aplicou devido ao número máximo de avistamentos da maioria

dos roazes costeiros ter sido igual a 5. Assim, os resultados relativos à população de golfinhos-roazes costeiros devem ser interpretados com alguma precaução devido ao número reduzido de indivíduos que constituem a amostra, ao reduzido número de avistamentos por indivíduo e, consequentemente, aos enormes desvios padrão das estimativas obtidas, sendo estes mais pronunciados quando o método utilizado é o MPC. Além disso, estes animais foram avistados em períodos temporais distintos, sendo que os indivíduos avistados entre 1998 e 2000 tinham um padrão de movimentos e de utilização do habitat diferente do observado nos animais avistados entre 2007 e 2013 (Gaspar, 2003; Martinho, 2012). Ou seja, tendo em conta, como já foi referido, que o número de avistamentos mínimo deveria ser de pelo menos dez para cada indivíduo, todas as áreas estimadas são apenas indicativas, pois estão sujeitas à existência de um erro associado às estimativas. Nomeadamente, várias áreas críticas destes indivíduos foram estimadas a partir de um único avistamento porque as localizações são poucas e estão mais afastadas do que o parâmetro de alisamento utilizado ( $h = 3$  milhas náuticas), logo não é possível formar uma área crítica contínua. Como tal, a interpretação da relevância destas áreas críticas deve ser feita com algum cuidado pois não existe informação suficiente para concluir sobre a existência, nesses locais, de uma verdadeira área crítica para a ocorrência do indivíduo em causa.

Assim, os resultados obtidos permitem perceber quais são as zonas que à partida serão importantes para a ocorrência destes animais, devendo servir como indicações ou informações que poderão constituir uma base para estudos futuros. A exatidão e o rigor destes resultados poderão ser melhorados caso estes animais sejam avistados novamente na área de estudo.

Para a população do Sado, os resultados obtidos com o estimador de Kernel parecem ser os mais próximos da realidade do que os obtidos com o MPC, embora sejam superiores aos obtidos por Cândido (2003) para a mesma população, facto provavelmente associado às razões já enumeradas (ver ponto 5.1.2).

## **5.2. Modelação de habitat potencial**

O estudo das relações existentes entre o habitat e as espécies é fundamental para identificar os habitats e as áreas que requerem especial atenção ao nível da aplicação de medidas de gestão e conservação (Blasi & Boitani, 2012).

A modelação de habitat potencial constitui uma ferramenta útil para compreender e descrever os processos que determinam a distribuição dos organismos (Redfern *et al.*, 2006).

O presente estudo constitui a primeira abordagem para identificar quais as preferências ambientais dos golfinhos-roazes que ocorrem na zona costeira da Arrábida e desta forma

perceber quais as áreas mais importantes para a sua ocorrência, tendo por base principalmente características fisiográficas do habitat.

O uso do habitat é influenciado principalmente por recursos alimentares (Balance, 1992), por isso é provável que a distribuição das espécies possa refletir estratégias de captura de alimento ajustadas às características fisiográficas, principalmente quando certas áreas podem fornecer elevadas concentrações de presas (Wilson *et al.*, 1997; Hastie *et al.*, 2004; Esteban *et al.*, 2013). Neste trabalho, não foi possível associar diretamente a utilização de habitat pelas duas populações em estudo a diferentes estratégias de caça ou diferentes presas, uma vez que não foi feita uma análise do tipo de presas consumido por estas populações. Assim, pretendeu-se perceber quais as preferências ambientais, nomeadamente ao nível das características fisiográficas, destas duas populações de roazes que ocorrem na zona costeira da Arrábida e quais as que são efetivamente determinantes na sua ocorrência.

Em vários estudos de cetáceos, a existência de diferenças ao nível das preferências ambientais tem sido utilizada para distinguir populações (Hoelzel *et al.*, 1998a; Segura *et al.*, 2006; Boer *et al.*, 2014) e/ou demonstrar a existência de um certo grau de segregação entre as mesmas (Sellas *et al.*, 2005; Segura *et al.*, 2006). De forma semelhante, no presente estudo também se verificou que os valores de quase todas as variáveis ambientais preferidos pelos indivíduos das duas populações são significativamente diferentes (Apêndice IV). Estes resultados vão ao encontro do que já era esperado, não só pelo facto de uma das populações ser residente no estuário do Sado enquanto a outra população habita a zona costeira, tendo um carácter mais transitório, mas também devido à raridade dos encontros mistos e às diferenças verificadas durante a realização deste trabalho no tamanho e na localização das áreas vitais e áreas críticas destas duas populações (ver pontos 4.1.1. e 4.1.2.).

Embora os valores das variáveis sejam significativamente diferentes, verifica-se que as duas populações preferem habitats próximos de costa e costas viradas a Sul, sendo estes aspetos determinantes na ocorrência de ambas as populações. Estas preferências podem ser influenciadas pelo facto destas áreas estarem abrigadas da ondulação forte provocada pelo vento de Norte do Atlântico e também por serem zonas com menores profundidades e menos expostas e que, por isso, proporcionam maior proteção contra predadores (Carwardine *et al.*, 1998).

A forte afinidade dos golfinhos-roazes para ocorrerem a reduzidas distâncias da costa foi também observada para uma população de roazes num fiord na Costa Rica (Cubero-Pardo, 2007), para populações que vivem em ambientes abertos como as ilhas dos Açores (Seabra *et al.*, 2005) e de São Tomé e Príncipe (Pereira, 2012), e para populações de golfinhos-roazes no geral (Shane *et al.*, 1986).

Como já foi referido, vários estudos têm demonstrado que a profundidade pode ser um fator determinante na distribuição de predadores marinhos de topo como os cetáceos (Baumgartner, 1997; Ferguson *et al.*, 2006; Cubero-Pardo, 2007; Pereira, 2012; Esteban *et al.*, 2013; Boer *et al.*, 2014).

Aliás, na maioria dos modelos a profundidade foi a variável selecionada sobre todas as outras variáveis relacionadas com o habitat, o que indica que os golfinhos preferem um determinado intervalo de profundidades, não necessariamente relacionada com a distância à costa (Cañadas & Hammond, 2005), sendo que as diferenças no intervalo de profundidades preferido pelos indivíduos já foram utilizadas para distinguir diferentes grupos de golfinhos (Segura *et al.*, 2006; Cubero-Pardo, 2007). Schneider (2008) sugeriu que a importância da profundidade está relacionada com a disponibilidade de presas.

No presente estudo, a profundidade é um fator determinante na distribuição dos roazes da população do Sado, variando entre 1 m e 20 m, sendo que a profundidade média é de 8,6 m. Estes resultados já eram esperados uma vez que a zona adjacente à península de Troia, onde ocorreram muitos dos avistamentos da população do Sado, é caracterizada maioritariamente por um fundo de bancos de areia, onde a profundidade é muito baixa.

A utilização de zonas de baixa profundidade por golfinhos foi observada noutros trabalhos (Wilson *et al.*, 1997; Cañadas *et al.*, 2002; Azzellino *et al.*, 2008; Gómez de Segura *et al.*, 2008; Pereira, 2012; Boer *et al.*, 2014). Águas com baixa profundidade são frequentemente locais de maior atividade biológica devido a agregações de espécies de presas, que podem ser o principal condutor dos padrões de distribuição dos golfinhos (Wilson *et al.*, 1997; Cribb *et al.*, 2008). No entanto, Blasi & Boitani (2012) verificaram que as zonas críticas para os golfinhos-roazes que ocorrem nas lhas de Filicudi (Itália) têm profundidades que variam entre os 107 m e os 317 m.

A preferência por substratos com pouca rugosidade, como é o caso dos fundos de areia, foi demonstrada em estudos realizados com golfinhos-rotadores (Norris & Dohl, 1980 *in* Thorne *et al.*, 2012; Thorne *et al.*, 2012). Embora o tipo de fundo não tenha sido considerado como variável no presente estudo, sabe-se que na área de ocorrência dos roazes costeiros o fundo é mais rochoso, lamacento e rugoso do que os bancos de areia existentes em grande parte da área de ocorrência da população do Sado. A comprovar-se, não seria a primeira vez que se observavam diferenças nas preferências de grupos de roazes relativamente ao tipo de fundo. Wiszniewski *et al.* (2009) demonstraram que as características bênticas do habitat influenciam a organização social dos grupos de roazes do Indo-Pacífico (*T. aduncus*) em Port Stephens. Nesse estudo, observou-se que as comunidades de roazes se dividem consoante o tipo de habitat, em que uma comunidade prefere áreas com substrato de areia, com largas áreas de ervas marinhas e com um forte influxo de maré de águas costeiras, enquanto a outra comunidade favorece áreas mais

profundas dominadas por processos estuarinos, incluindo o fluxo de água doce turva dos rios e um substrato lamacento (Wiszniewski *et al.*, 2009).

Contudo, a área crítica dos indivíduos da população do Sado localiza-se numa zona frontal à boca do estuário, onde estes animais já foram vistos várias vezes em alimentação, e que constitui também uma das zonas prevista pelo modelo com uma elevada adequabilidade à sua ocorrência. Nesta zona, que constitui o canal onde ocorre a passagem dos barcos de grande porte para entrarem e saírem do estuário, verificam-se os valores mais elevados de profundidade, logo é provavelmente rica em presas, justificando-se a preferência dos animais por este local.

### **5.2.1. Adequabilidade das áreas críticas**

No que respeita às áreas com maior probabilidade de ocorrência dos golfinhos-roazes previstas pelo Maxent para as duas populações em estudo, estas vão ao encontro das áreas vitais e das áreas críticas estimadas neste trabalho, corroborando, não só as estimativas feitas pelos métodos MPC e Kernel como, mais uma vez, demonstrando a utilidade e eficácia do software Maxent na modelação de habitat potencial.

No entanto, as áreas onde estão localizados os habitats mais adequados para a ocorrência das duas populações de roazes na zona costeira da Arrábida são zonas de intensa atividade antropogénica, designadamente praias com muita afluência, zonas de atividade piscatória e zonas de passagem de embarcações de grande porte durante a entrada ou saída do estuário, ou mesmo embarcações de recreio, cuja afluência aumenta consideravelmente nos meses de verão. Isto pode resultar em interações negativas, como por exemplo os roazes ficarem presos nas redes dos pescadores, competirem diretamente com os pescadores pelo pescado, ou serem perturbados pela passagem de embarcações de grande tonelagem ou de recreio.

Estes resultados alertam para a possibilidade de conflitos entre a presença dos roazes e as atividades humanas e para a necessidade de considerar estes aspetos em planos de medidas de gestão e conservação futuros de forma a evitar conflitos e promover a ocorrência dos roazes nesta zona costeira. O facto de parte dos habitats previstos como mais adequados para a ocorrência das duas populações de roazes estarem incluídos no Parque Marinho Professor Luiz Saldanha (AMP) é um resultado relevante uma vez que, pelo menos nessas zonas, as perturbações antropogénicas são menores ou inexistentes.



### 5.2.2. Metodologia

À semelhança do verificado noutros estudo já realizados (Doko *et al.*, 2008; Kumar & Stohlgren, 2009; Pereira, 2012; Thorne *et al.*, 2012), os resultados obtidos neste trabalho demonstram mais uma vez que o Modelo de Máxima Entropia – Maxent é uma técnica de modelação muito útil para estudos em que apenas estão disponíveis dados de presença e para quando a análise quantitativa de habitat é um passo fundamental na gestão e conservação da espécie em causa.

A AUC (*Area Under the ROC Curve*) é uma ferramenta que tem sido bastante utilizada na literatura de modelação de espécies (Elith *et al.*, 2006; Phillips *et al.*, 2006; Peavey, 2010; Pereira, 2012). Os valores de AUC, assim como os resultados da taxa de omissão extrínseca e a proporção de área prevista para todos os valores do parâmetro limite testados indicam que os modelos preditivos de habitat potencial obtidos pelo Maxent no presente estudo classificaram de uma forma não aleatória os habitats adequados à ocorrência das duas populações e respetivos indivíduos em estudo.

Para além disso, os modelos de habitat potencial obtidos vão de encontro e justificam as estimativas das áreas vitais e áreas críticas realizadas também neste trabalho, pois as áreas mais utilizadas pelos golfinhos-roazes (áreas críticas) incluem os habitats mais adequados à ocorrência destes animais previstos pelos respetivos modelos.

Contudo, à semelhança do que foi mencionado para a estimativa de áreas vitais e áreas críticas, também na modelação de habitat potencial a dimensão da amostra é relevante. Apesar do Maxent ter demonstrado um excelente desempenho com amostras reduzidas (Kumar & Stohlgren, 2009), caso existissem mais avistamentos os modelos poderiam ter maior detalhe. Particularmente, se a amostra incluísse mais avistamentos por ano e distribuídos ao longo do ano seria possível produzir vários modelos por ano e perceber se as áreas mais adequadas à ocorrência dos indivíduos em estudo são diferentes, ou se mantêm ao longo do ano, o que obviamente teria implicações na aplicação de futuras medidas de gestão e conservação na área de estudo.

Quanto às variáveis ambientais, apesar dos dados obtidos por deteção remota serem mais adequados para os modelos de habitats de grande escala, onde os dados são necessários em baixa resolução (Redfern *et al.*, 2006), no presente estudo a maioria dos dados das variáveis foram obtidos a partir da profundidade, que até à batimetria dos 200 m tem uma resolução muito fina. Para além disso, também a variável direção da costa tem uma resolução muito fina. As únicas variáveis com uma resolução maior são a temperatura da água à superfície (SST), que tem

uma variação muito ténue em toda a área de estudo. Neste caso, teria sido útil que a informação tivesse uma resolução maior.

Contudo, a temperatura do mar à superfície, a clorofila *a* e a turbidez apresentam, geralmente, pouca variação em pequenas escalas espaciais, mesmo que variem sazonalmente. A falta de variação espacial sugere que estas co-variáveis não sejam as mais adequadas para incluir na modelação de habitat potencial para golfinhos numa escala fina (Cribb *et al.*, 2008) ou para a previsão da distribuição do golfinho roaz (Gómez de Segura *et al.*, 2008). Na maioria dos casos, os parâmetros físico-químicos demonstraram ser fracos indicadores na previsão da distribuição de golfinhos (Cribb *et al.*, 2008).

Pelo contrário, vários estudos têm demonstrado que as correntes e os movimentos de maré (Irvine *et al.*, 1981; Bailey & Thompson, 2010; Grilo, 2010; Fury & Harrison, 2011) e a rugosidade ou o tipo de fundo (Thorne *et al.*, 2012) influenciam a distribuição dos golfinhos, sendo variáveis que teria sido interessante incorporar no presente estudo, embora tal não tivesse sido possível.

### **5.3. Importância da área de sobreposição de ocorrência**

A sobreposição das áreas de ocorrência de populações simpátricas tem sido observada em vários estudos.

Neste trabalho, observou-se que efetivamente existe uma zona de sobreposição de ocorrência das duas populações. Como já era esperado, esta área é bastante reduzida, com exceção da área de sobreposição das áreas vitais estimadas pelo Kernel (Kernel 95%). Os resultados mostram que apenas para a zona de sobreposição das áreas críticas das duas populações é que os valores de adequabilidade são superiores a metade do valor máximo de adequabilidade dos modelos previstos pelo Maxent para cada uma das populações. Estes resultados já eram esperados pois caso as zonas de sobreposição apresentassem valores de adequabilidade muito elevados, ou seja, fossem zonas importantes para a ocorrência de ambas as populações provavelmente ocorreria um maior número de encontros mistos do que os que efetivamente estão documentados.

Contudo, verificou-se que existe uma zona na área de estudo onde os modelos produzidos pelo Maxent sugerem a localização de habitats adequados à ocorrência das duas populações em estudo. Esta zona está incluída na zona de sobreposição das áreas vitais estimadas pelo método de Kernel (95%) e localiza-se junto à Praia da Figueirinha, estendendo-se junto à costa um pouco para Oeste desta praia. Contudo, não foram registados avistamentos de golfinhos-roazes nessa zona, o que pode ser justificado pela existência de fatores não relacionados com as características fisiográficas do habitat, como fatores antropogénicos. Seria importante que futuras observações

se concentrassem nesta zona a fim de averiguar as eventuais causas da falta de avistamentos numa área que, de acordo com os resultados disponíveis, apresenta habitats adequados à ocorrência de golfinhos-roazes costeiros e residentes.

Neste trabalho observou-se também que a zona de sobreposição das áreas críticas encontra-se localizada maioritariamente dentro do Parque Marinho Professor Luiz Saldanha. Estes resultados são bastante interessantes porque embora o Parque não tenha sido desenhado com o objetivo de promover a conservação dos golfinhos-roazes, parece constituir uma área preferencial para a ocorrência desta espécie. Particularmente no caso da população de roazes costeiros, os habitats mais adequados para a ocorrência destes indivíduos segundo o modelo do Maxent encontram-se na sua maioria localizados ao longo da faixa costeira englobada pelo parque marinho. Uma justificação para este fenómeno, além da própria localização costeira da AMP, terá a ver com a disponibilidade de alimento para os roazes nesta área marinha protegida. Segundo Horta e Costa *et al.* (2013), a implementação do parque marinho já está a demonstrar resultados positivos no que respeita à abundância e variedade de peixes e cefalópodes que habitam esta faixa costeira, incluindo algumas das presas preferenciais dos golfinhos-roazes. Desta forma, e segundo os resultados obtidos no presente estudo, é bastante provável que os golfinhos-roazes se venham a concentrar cada vez mais nesta zona devido à abundância de presas e à reduzida perturbação humana, tornando o Parque Marinho Professor Luiz Saldanha uma área importante para a ocorrência desta espécie.

Na Escócia, a competição entre grupos sociais de roazes levou a uma distribuição espacial estratificada destes grupos. No entanto, existia igualmente uma zona de sobreposição das áreas vitais de vários indivíduos que, segundo Lusseau *et al.*, (2005), se devia à elevada abundância de presas nesse local, resultando numa baixa competição entre os golfinhos. Do mesmo modo, a abundância de presas na zona de sobreposição de ocorrência das duas populações na Arrábida poderá diminuir a possível competição existente entre os indivíduos das duas populações.

Não obstante as características favoráveis à ocorrência de ambas as populações nesta zona de sobreposição, apenas dois encontros mistos foram relatados mais recentemente, sugerindo que mesmo sendo simpátricas, a interação entre estas duas populações, a existir, é muito baixa.

Como já foi referido, vários estudos demonstraram que diferenças nos hábitos e rotinas ou nas preferências ambientais são suficientes para que não se proporcione a interação entre populações simpátricas (*e.g.* Chilvers & Corkeron, 2002; Bearzi *et al.*, 2005; Bearzi, 2005b).

Este parece ser o caso das duas populações no presente estudo. A área de sobreposição tão pequena e a diferença nas preferências ambientais tão significativa justificam em parte a raridade da ocorrência de encontros mistos. Estes resultados parecem também indicar um certo nível de segregação entre estas duas populações. Nalguns estudos que verificaram esta segregação ao

nível espacial e ao nível das preferências ambientais foram também observadas diferenças ao nível genético que indicaram um certo grau de isolamento dessas populações (Hoelzel *et al.*, 1998*a,b*) mesmo entre comunidades muito próximas geograficamente (Sellas *et al.*, 2005; Segura *et al.*, 2006).

Apesar da curta distância geográfica, por vezes nula, que separa estes roazes e da ausência de barreiras geográficas que impeçam a troca de genes, os resultados obtidos no presente estudo fundamentam a atual classificação da população de golfinhos-roazes residentes no estuário do Sado e da população de golfinhos-roazes costeiros como comunidades distintas. Dados recentes baseados na análise do ADN mitocondrial parecem confirmar esta distinção, ou seja, que a população de golfinhos-roazes do estuário do Sado é diferenciada geneticamente da dos golfinhos-roazes costeiros. No entanto, esse trabalho está ainda a decorrer e são necessárias mais análises e mais indivíduos analisados para se perceber o grau de isolamento e a estrutura populacional desta pequena população residente (Carvalho *et al.*, 2014).

## 6. Considerações finais

O presente trabalho constituiu a primeira abordagem ao estudo conjunto de dois grupos de golfinhos-roazes que ocorrem na zona costeira da Serra da Arrábida.

Embora as áreas vitais, tanto dos roazes do Sado, como dos roazes costeiros não se limitem à área de estudo analisada, os resultados do presente estudo permitem claramente verificar que a zona marinha adjacente ao estuário do Sado e a zona costeira da Arrábida assumem um papel importante para a ocorrência destas duas populações de golfinhos.

A utilização conjunta de técnicas de estimativa de áreas vitais e técnicas de modelação preditiva de habitat potencial demonstrou ser bastante vantajosa na medida em que permite uma abordagem mais complexa aos dados e a melhor interpretação e compreensão dos resultados obtidos pelas várias técnicas. Desta forma, obteve-se informação de elevada relevância para a compreensão da utilização do habitat por duas populações diferentes.

Tal como era esperado pela raridade de interações entre indivíduos das duas populações documentadas, verificou-se que a zona de sobreposição de ocorrência das duas populações não é muito adequada para nenhuma delas, sendo que a sobreposição das áreas críticas das duas populações é muito reduzida.

Estes resultados foram suportados pelas diferenças existentes entre a população de roazes do Sado e a população de roazes costeiros ao nível das preferências ambientais verificadas igualmente neste estudo, pois pela primeira vez analisou-se quais as variáveis ambientais que influenciam a distribuição destas duas populações de golfinhos-roazes na área de estudo.

Os resultados do presente estudo reforçam também a importância da utilização da modelação com dados de presença na análise da utilização de habitat de espécies quando os dados disponíveis são limitados, nomeadamente quando não estão disponíveis dados sobre ausências ou esforço de amostragem.

O presente estudo foi desenvolvido no âmbito de dois projetos inseridos no *Plano de Acção para a Salvaguarda e Monitorização da População de Roazes do Estuário do Sado*.

Este trabalho permitiu perceber quais as áreas mais adequadas à ocorrência destes dois grupos de roazes e que por isso devem ser alvo de maior atenção no que respeita à aplicação de medidas de gestão e conservação. No caso dos roazes do Sado a localização dos habitats mais adequados está de acordo com a localização destes indivíduos na zona exterior do estuário descrita no *Plano de Acção* (Sequeira *et al.*, 2009).

O Parque Marinho Professor Luiz Saldanha é aparentemente um bom exemplo de como a implementação de uma Área Marinha Protegida beneficia não só as espécies que vivem dentro

dos limites da AMP mas também toda a comunidade biológica que utiliza essa mesma área. Segundo o presente trabalho, é bastante provável que o parque marinho se torne uma zona de concentração de golfinhos-roazes pois, para além da abundância de presas e reduzida perturbação antropogénica, reúne os habitats mais adequados à ocorrência desta espécie de golfinhos, particularmente no caso dos golfinhos costeiros.

Contudo, numa perspetiva de conservação da população de roazes residente no estuário do Sado, os resultados deste estudo não são muito animadores pois as diferenças na utilização do habitat e nas preferências ambientais demonstradas pelas duas populações sugerem um certo grau de segregação da população residente do Sado. A confirmar-se, tal significa que é pouco provável que os golfinhos da população do Sado se cruzem sexualmente com indivíduos fora da população, aumentando a probabilidade de doenças em crias devidas à consanguinidade dos progenitores e colocando em risco a sobrevivência desta população única.

Em futuros trabalhos seria interessante dirigir o esforço de observação para as zonas mais adequadas a cada uma das populações e às zonas adequadas às duas populações a fim de tentar obter mais dados de ocorrência, nomeadamente para se verificar se existem diferenças ao longo do ano entre as áreas ocupadas por cada uma das populações, e de compreender o porquê de não existirem avistamentos em zonas consideradas no presente trabalho como adequadas à ocorrência destes animais.

Seria também importante estudar a influência de outras variáveis ambientais que já demonstraram ser relevantes na distribuição de cetáceos, como as correntes ou o tipo de fundo.

Finalmente, este estudo evidencia a importância da integração de dados provenientes de fontes diferentes, especialmente quando o objecto de estudo inclui espécies com uma taxa de avistamento reduzida. Particularmente, ficou demonstrado que a colaboração entre diversas equipas de investigação e as entidades presentes no local, como empresas de observação de golfinhos, representa uma mais-valia para o esforço de investigação e conservação desta espécie de golfinhos em Portugal.

## 7. Referências bibliográficas

- Acevedo-Gutierrez A & Parker N (2000) Surface behavior of Bottlenose Dolphins is related to spatial arrangement of prey. *Marine Mammal Science* 16: 287-298.
- Agardy MT (1994) Advances in marine conservation: the role of marine protected areas. *Trends in Ecology and Evolution* 9: 267-270.
- Allen M, Read A, Gaudet J & Sayigh L (2001) Fine scale habitat selection of foraging bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) near Clearwater, Florida. *Marine Ecology Progress Series* 222: 253-264.
- Alves B (2009) Ecologia espacial da Cobra-de-água-viperina (*Natrix maura*) num sistema ripícola. Dissertação de Mestrado. Universidade de Lisboa, Lisboa.
- Anderson RP, Peterson AT & Gómez-Laverde M (2002) Using niche-based GIS modeling to test geographic predictions of competitive exclusion and competitive release in South American pocket mice. *Oikos* 98: 3-16.
- Anderson DP, Forester JD, Turner MG, Frair JL, Merrill EH, Fortin D, Mao JS & Boyce MS (2005) Factors influencing female home range sizes in elk (*Cervus elaphus*) in North American landscapes. *Landscape Ecology* 20: 257-271.
- Araújo H, Ferreira M, Santos J, Oliveira I, Monteiro S, Costa R, Miodonski J, Rocha F, López A & Vingada J (2011) Cetacean distribution along the Portuguese northern coast inferred from coastal surveys. Abstract of the 25<sup>th</sup> Conference of the European Cetacean Society, Cadiz, Spain.
- Azzellino A, Gasparic S, Airoidi S & Nanid B (2008) Habitat use and preferences of cetaceans along the continental slope and the adjacent pelagic waters in the western Ligurian Sea. *Deep-Sea Research I* 5: 296-323.
- Bailey H & Thompson P (2010) Effect of oceanographic features on fine-scale foraging movements of bottlenose dolphins. *Marine Ecology Progress Series* 418: 223-233.
- Ballance LT (1992) Habitat Use Patterns and Ranges of the Bottlenose Dolphin in the Gulf of California, Mexico. *Marine Mammal Science* 8: 262-274.
- Baumgartner MF (1997) The distribution of Risso's dolphin (*Grampus griseus*) with respect to the physiography of the northern gulf of Mexico. *Marine Mammal Science* 13: 614-638.
- Bearzi M (2005a) Aspects of the ecology and behaviour of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in Santa Monica Bay, California. *Journal of Cetacean Research and Management* 7: 75-83.
- Bearzi M (2005b) Dolphin sympatric ecology. *Marine Biology Research* 1: 165-175.
- Bearzi G, Notarbartolo-Di-Sciara G & Politi E (1997) Social ecology of bottlenose dolphins in Kvarnerić (northern Adriatic Sea). *Marine Mammal Science* 13: 650-668.
- Bearzi G, Politi E, Agazzi S, Bruno S, Costa M & Bonizzoni S (2005) Occurrence and present status of coastal dolphins (*Delphinus delphi* and *Tursiops truncatus*) in the eastern Ionian Sea. *Aquatic conservation: Marine and fresh water ecosystems* 15: 243-257.
- Bearzi G, Fortuna CM & Reeves RR (2009) Ecology and conservation of common bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* in the Mediterranean Sea. *Mammal Review* 39: 92-123.
- Blasi MF & Boitani L (2012) Modelling fine-scale distribution of the bottlenose dolphin *Tursiops truncatus* using physiographic features on Filicudi (southern Tyrrhenian Sea, Italy). *Endangered Species Research* 17: 269-288.
- Boer MN, Simmonds MP, Reijnders PJH & Aarts G (2014) The Influence of Topographic and Dynamic Cyclic Variables on the Distribution of Small Cetaceans in a Shallow Coastal System. *PLoS ONE* 9: e86331. doi:10.1371/journal.pone.0086331
- Brito C, Vieira N, Sá E & Carvalho I (2009) Cetaceans' occurrence off the west central Portugal coast: a compilation of data from whaling, observations of opportunity and boat-based surveys. *Journal of Marine Animals and Their Ecology* 2: 10-13.

- Brower LP (1996) Monarch butterfly orientation: missing pieces of a magnificent puzzle. *The Journal of Experimental Biology* 199: 93-103.
- Brown JL, Morales V & Summers K (2009) Home range size and location in relation to reproductive resources in poison frogs (*Dendrobatidae*): a Monte Carlo approach using GIS data. *Animal Behaviour* 77: 547-554.
- Burgman MA & Fox JC (2003) Bias in species range estimates from minimum convex polygons: implications for conservation and options for improved planning. *Animal Conservation* 6: 19-28.
- Burt WH (1943) Territoriality and home range concepts as applied to mammals. *Journal of Mammalogy* 30: 25-27.
- Cañadas A & Hammond PS (2008) Abundance and habitat preferences of the short-beaked common dolphin *Delphinus delphis* in the southwestern Mediterranean: implications for conservation. *Endangered Species Research* 4: 309-331.
- Cañadas A, Sagarminaga S & Garcia-Tiscar S (2002) Cetacean distribution related with depth and slope in the Mediterranean waters off southern Spain. *Deep-Sea Research I* 49: 2053-2073.
- Cañadas A, Sagarminaga R, De Stephanis R, Urquiola E & Hammond PS (2005) Habitat preference modelling as a conservation tool: proposals for marine protected areas for cetaceans in southern Spanish waters. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 15: 495-521.
- Cândido AT (2003) Utilização de um Sistema de Informação Geográfica (SIG) para a Análise da Distribuição e Padrões de Movimentos da População de Golfinhos-Roazes (*Tursiops truncatus*) do Estuário do Sado. Dissertação de Mestrado. Universidade de Lisboa, Lisboa.
- Carvalho I, Martinho F & Brito C (2014) Implementação de um programa de caracterização genética, fisiológica e toxicológica da população de roazes. Relatório Final - Ano 2.
- Carwardine M, Hoyt E, Fordise RE & Gill P (1998) *Whales, dolphins & porpoises*. Time Life Books, Hong Kong.
- Chilvers BL (2001) Behavioural ecology of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, in S.E. Queensland, Australia: adaptation to ecological and anthropogenic influences. Tese de Doutorado. James Cook University, Townsville, Australia.
- Chilvers BL & Corkeron PJ (2002) Association patterns of bottlenose dolphins (*Tursiops aduncus*) off Point Lookout, Queensland, Australia. *Canadian Journal of Zoology* 80: 973-979.
- Clutton-Brock TH & Harvey PH. (1978) Mammals, resources and reproductive strategies. *Nature* 273: 191-195.
- Coniglione C (2006) Golfinhos-roazes no estuário do Sado: foto-identificação e observação de comportamentos de alimentação. Dissertação de Mestrado. Instituto Superior de Psicologia Aplicada, Lisboa.
- Connor EF, Courtney AC & Yoder JM (2000) Individuals-area relationships: the relationship between animal population density and area. *Ecology* 81: 734-748.
- Connor RC, Wells RS, Mann J & Read AJ (2000) The Bottlenose Dolphin - Social Relationships in a Fission-Fusion Society. In: Mann J, Connor RC, Tyack PL & Whitehead H (eds) *Cetacean Societies: Field Studies of Whales and Dolphins*. The University of Chicago Press, Chicago, USA, p 91-126.
- Connor RC, Heithaus MR & Barre LM (2001) Complex social structure, alliance stability and mating access in a bottlenose dolphin 'super-alliance'. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 268: 263-267.
- Corkeron PJ & Martin AR (2004) Ranging and diving behaviour of two 'offshore' bottlenose dolphins, *Tursiops sp.* off eastern Australia. *Journal of the Marine Biological Association of the UK* 84: 465-468.
- Corkeron PJ, Bryden MM & Hedstrom KE (1990) Feeding by bottlenose dolphins in association with trawling operations in Moreton Bay, Australia. In: Leatherwood S & Reeves RR (eds) *The bottlenose dolphin*. Academic Press, San Diego, CA, p 329-336.
- Crawford PHC & Hoagland BW (2010) Using species distribution models to guide conservation at the state level: the endangered American burying beetle (*Nicrophorus americanus*). *Journal of Insect Conservation* 14: 511-521.



- Cribb N, Miller C & Seuront L (2008) Assessment of bottlenose dolphin (*Tursiops aduncus*) habitat characteristics in the estuarine waters of the Adelaide Dolphin Sanctuary, South Australia. *Journal of Marine Animals and Their Ecology* 1: 6-8.
- Cubero-Pardo P (2007) Environmental factors governing the distribution of the bottlenose (*Tursiops truncatus*) and the spotted dolphin (*Stenella attenuata*) in golfo dulce, South Pacific, off Costa Rica. *Investigaciones Marinas* 35: 15-23.
- Doko T, Kooiman FA & Toxopeus AG (2008) Modeling of species geographic distribution for assessing present needs for the ecological networks. *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences* 37: 268-276.
- dos Santos ME (1985) Estudo preliminar da população sedentária de roazes, *Tursiops truncatus* (Montagu, 1821) (Cetacea, Delphinidae) no estuário do rio Sado. Relatório de estágio. Universidade de Lisboa, Lisboa.
- dos Santos ME & Lacerda M (1987) Preliminary observations of the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) in the Sado estuary (Portugal). *Aquatic Mammals* 13: 65-80.
- Drew CA, Wiersma Y & Huettmann F (2011) *Predictive Species and Habitat Modeling in Landscape Ecology: Concepts and Applications*. Springer, London.
- Edrén SMC, Wisz MS, Teilmann J, Dietz R & Söderkvist J (2010) Modelling spatial patterns in harbour porpoise satellite telemetry data using maximum entropy. *Ecography* 33: 698-708.
- Elith J, Graham CH, Anderson RP, Dudík M, Ferrier S, Guisan A, Hijmans RJ, Huettmann F, Leathwick JR, Lehmann A, Li J, Lohmann LG, Loiselle BA, Manion G, Moritz C, Nakamura M, Nakazawa Y, Overton JMcC, Peterson AT, Phillips SJ, Richardson KS, Scachetti-Pereira R, Schapire RE, Soberón J, Williams S, Wisz MS & Zimmermann NE (2006) Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29: 129-151.
- Elith J, Phillips SJ, Hastie T, Dudík M, Chee YE & Yates CJ (2011) A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions* 17: 43-57.
- Embling CB, Gillibrand PA, Gordon J, Shrimpton J, Stevick PT & Hammond PS (2010) Using habitat models to identify suitable sites for marine protected areas for harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). *Biological Conservation* 143: 267-279.
- Esteban R, Verborgh P, Gauffier P, Giménez J, Afán I, Cañadas A, García P, Murcia JL, Magalhães S, Andreu E & Renaud de Stephanis (2013) Identifying key habitat and seasonal patterns of a critically endangered population of killer whales. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*: 1-9.
- Evans PGH, Baines ME & Shepherd B (2000) Bottlenose dolphin prey and habitat sampling trials. Report to the Countryside Council for Wales. Sea Watch Foundation, Oxford.
- Fernandez R, Garcia-Tiscar S, Santos MB, Lopez A, Martinez-Cedeira JA, Newton J & Pierce GJ (2011) Stable isotope analysis in two sympatric populations of bottlenose dolphins *Tursiops truncatus*: Evidence of resource partitioning? *Marine Biology* 158: 1043-1055.
- Ferguson SH, Taylor MK, Born EW, Rosing-Asvid A & Messier F (1999) Determinants of Home Range Size for Polar Bears (*Ursus maritimus*). *Ecology Letters* 2: 311-318.
- Ferguson MC, Barlow J, Fiedler P, Reilly SB & Gerrodette T (2006) Spatial models of delphinid (family Delphinidae) encounter rate and group size in the eastern tropical Pacific Ocean. *Ecological Modelling* 193: 645-662.
- Fury CA & Harrison PL (2008) Abundance, site fidelity and range patterns of Indo-Pacific bottlenose dolphins (*Tursiops aduncus*) in two Australian subtropical estuaries. *Marine and Freshwater Research* 59: 1015-1027.
- Fury CA & Harrison PL (2011) Seasonal variation and tidal influences on estuarine use by bottlenose dolphins (*Tursiops aduncus*). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 93: 389-395.
- Fury CA, Ruckstuhl KE & Harrison PL (2013) Spatial and Social Sexual Segregation Patterns in Indo-Pacific Bottlenose Dolphins (*Tursiops aduncus*). *PLoS ONE* 8: e52987. doi:10.1371/journal.pone.0052987
- Game ET, Grantham HS, Hobday AJ, Pressey RL, Lombard AT, Beckley LE, Gjerde K, Bustamante R, Possingham HP & Richardson AJ (2009) Pelagic protected areas: the missing dimension in ocean conservation. *Trends in Ecology & Evolution* 24: 360-369.

- Gao A, Zhou K & Wang Y (1995) Geographical variation in morphology of bottlenose dolphins (*Tursiops sp.*) in Chinese waters. *Aquatic Mammals* 21: 121-135.
- Gaspar R (2003) Status of the resident bottlenose dolphin population in the Sado estuary: past, present and future. Tese de Doutoramento, Universidade de St. Andrews, Escócia.
- Gómez de Segura A, Hammond PS & Raga JA (2008) Influence of environmental factors on small cetacean distribution in the Spanish Mediterranean. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 88: 1185-1192.
- Grilo S (2010) Estudo da utilização do território pela população de roazes (*Tursiops truncatus*) do estuário do Sado a partir de dados obtidos em embarcações de Dolphin Watch. Dissertação de Mestrado. Universidade de Lisboa, Lisboa.
- Gubbins C (2002) Use of home ranges by resident bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in a South Carolina Estuary. *Journal of Mammalogy* 83: 178-187.
- Guissan A & Thuiller W (2005) Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters* 8: 993-1009.
- Haelters J (2005) On the occurrence of the bottlenose dolphin *Tursiops truncatus* in Belgian waters. ASCOBANS Advisory Committee Meeting doc AC12/10, Brest.
- Hammond PS, Bearzi G, Bjørge A, Forney KA, Karkzmarski L, Kasuya T, Perrin WF, Scott MD, Wang JY, Wells RS & Wilson B (2012) *Tursiops truncatus*. In: IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Versão 2012.2. <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)>. Acedido a 30/05/2013.
- Harris S, Cresswell WJ, Forde PG, Trehwella WJ, Wollard T & Wray S (1990) Home-range analysis using radio-telemetry data: A review of problems and techniques particularly as applied to the study of mammals. *Mammal Review* 20: 97-123.
- Harzen S (1995) Behaviour and social ecology of the bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus*, in the Sado estuary, Portugal. Tese de Doutoramento em Ciências Naturais, University of Bielefeld, German.
- Hastie GD, Wilson B & Thompson PM (2003) Fine-scale habitat selection by coastal bottlenose dolphins: application of a new land-based video-montage technique. *Canadian Journal of Zoology* 81: 469-478.
- Hastie GD, Wilson B, Wilson LJ, Parsons KM & Thompson PM (2004) Functional mechanisms underlying cetacean distribution patterns: hotspots for bottlenose dolphins are linked to foraging. *Marine Biology* 144: 397-403.
- Hastie GD, Swift RJ, Slesser G, Thompson PM & Turrell WR (2005) Environmental models for predicting oceanic dolphin habitat in the Northeast Atlantic. *ICES Journal of Marine Science* 62: 760-770.
- Henriques M, Gonçalves EJ & Almada VC (1999) The conservation of littoral fish communities: a case study at Arrábida coast (Portugal) In: Almada VC, Oliveira RF, & Gonçalves EJ (eds) Behaviour and Conservation of Littoral Fishes. Instituto Português de Psicologia Aplicada, Lisboa, p 473-519.
- Hernandez PA, Graham CH, Master LL & Albert DL (2006) The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography* 29: 773-785.
- Hersh SL & Duffield DA (1990) Distinction between northwest Atlantic offshore and coastal bottlenose dolphins based on hemoglobin profile and morphometry. In: Leatherwood S & Reeves RR (eds) The bottlenose dolphin. Academic Press, San Diego, CA, p 129-139.
- Hirzel AH, Lay G, Helfer V, Randin C & Guisan A (2006) Evaluating the ability of habitat suitability models to predict species presences. *Ecological Modelling* 199: 142-152.
- Hlista BL, Sosik HM, Traykovski LVM, Kenney RD & Moore MJ (2009) Seasonal and interannual correlations between right-whale distribution and calving success and chlorophyll concentrations in the Gulf of Maine, USA. *Marine Ecology Progress Series* 394: 289-302.
- Hoelzel AR, Potter CW, Best PB (1998a) Genetic differentiation between parapatric 'nearshore' and 'offshore' populations of the bottlenose dolphin. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 265: 1177-1183.

- Hoelzel AR, Dahlheim M, Stern SJ (1998b) Low genetic variation among killer whales (*Orcinus orca*) in the eastern North Pacific and genetic differentiation between foraging specialists. *Journal of Heredity* 89: 121-128.
- Hooge P, Eichenlaub W, Solomon E (2001) Using GIS to analyze animal movements in the marine environment. In: Kruse G, Bez N, Booth A, Dorn M, Hills S, Lipcius RN, Pelletier D, Roy C, Smith SJ & Witherell D (eds) *Spatial processes and management of marine populations*. Fairbanks: University of Alaska Sea Grant College, p 37-51.
- Horta e Costa B, Erzini K, Caselle JE, Folhas H & Gonçalves EJ (2013) The reserve effect within a temperate marine protected area in the north-eastern Atlantic (the Arrábida Marine Park, Portugal). *Marine Ecology Progress Series* 481: 11-24.
- Hosmer DW Jr, Lemeshow S & Sturdivant RX (2013) *Applied logistic regression*. John Wiley & Sons, New Jersey.
- Hoyt E (2005) *Marine Protected Areas for Whales, Dolphins and Porpoises - a world handbook for cetacean habitat conservation*. London: Earthscan, New York.
- Ingram SN & Rogan E (2002) Identifying critical areas and habitat preferences of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*). *Marine Ecology Progress Series* 244: 247-255.
- Irvine AB, Scott MD, Wells RS & Kaufmann JH (1981) Movements and activities of the Atlantic bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus*, near Sarasota, Florida. *Fisheries Bulletin* 79: 671-688.
- Jaquet N (1996) How spatial and temporal scale influence understanding of sperm whale distribution: a review. *Mammal Review* 26: 51-65.
- Johnson CJ & Gillingham MP (2005) An evaluation of mapped species distribution models used for conservation planning. *Environmental Conservation* 32: 117-128.
- Johnston DW, Westgate AJ & Read AJ (2005) Effects of finescale oceanographic features on the distribution and movements of harbour porpoises *Phocoena phocoena* in the Bay of Fundy. *Marine Ecology Progress Series* 295: 279-293.
- Kenney RD (1990) Bottlenose dolphins off the north-eastern United States. In: Leatherwood S & Reeves RR (eds) *The bottlenose dolphin*. Academic Press, San Diego, CA, p 369-386.
- Kenward RE (2001) *A manual for wildlife radio tagging*. 2<sup>nd</sup> edition. Academic Press, New York.
- Kingston SE, Adams LD & Rosel PE (2009) Testing mitochondrial sequences and anonymous nuclear markers for phylogeny reconstruction in a rapidly radiating group: molecular systematic of the Delphininae (Cetacea: Odontoceti: Delphinidae). *BioMed Central Evolutionary Biology* 9: 245.
- Klinowska M (1991) *Dolphins, Porpoises and Whales of the World - The IUCN Red Data Book*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Kohavi R (1995) A study of cross-validation and bootstrap for accuracy estimation and model selection. In: Mellish CS (eds) *Proceedings of the 14th International Joint Conference on Artificial Intelligence*. San Francisco: Morgan Kaufmann, p 1137-1143.
- Krausman PR (2002) *Introduction to wildlife management, the basics*. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey, USA.
- Kumar S & Stohlgren TJ (2009) Maxent modeling for predicting suitable habitat for threatened and endangered tree *Canacomyrica monticola* in New Caledonia. *Journal of Ecology and Natural Environment* 1: 94-98.
- Laborde M, Gonçalves JN, Verborgh P, de Stephanis R, & Castro J (2011) Cetacean research network in the south of Portugal: Establishing a low-cost and long-term monitoring programme. Abstract of the 25th Conference of the European Cetacean Society, Cadiz, Spain.
- Laran S & Gannier A (2008) Spatial and temporal prediction of fin whale distribution in the northwestern Mediterranean Sea. *International Council for the Exploration of the Sea* 65: 1260-1269.
- Laver PN & Kelly JM (2008) A Critical Review of Home Range Studies. *The Journal of Wildlife Management* 72: 290-298.
- Leatherwood S & Reeves RR (1990) *The bottlenose dolphin*. Academic Press, San Diego, CA.

- LeDuc RG & Curry BE (1998) Mitochondrial DNA sequence analysis indicates need for revision of *Tursiops*. *Report of the International Whaling Commission* 47: 393.
- Lewis JS & Schroeder WW (2003) Mud plume feeding, a unique foraging behavior of the bottlenose dolphin in the Florida Keys. *Gulf of Mexico Science* 21: 92-97.
- Luís, ARF (2008) Avaliação do impacto de construções portuárias no comportamento e no ambiente acústico da população de golfinhos-roazes (*Tursiops truncatus*) do estuário do Sado. Dissertação de Mestrado. Universidade de Lisboa, Lisboa.
- Lusseau D (2003) The emergent properties of a dolphin social network. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 270: 186-188.
- Lusseau D & Higham JES (2004) Managing the impacts of dolphin-based tourism through the definition of critical habitats: the case of bottlenose dolphins (*Tursiops spp.*) in Doubtful Sound, New Zealand. *Tourism Management* 25: 657-667.
- Lusseau D, Wilson B, Hammond P, Grellier SK, Durban JW, Parsons KM, Barton TR. & Thompson PM (2005) Quantifying the influence of sociality on population structure in bottlenose dolphins. *Journal of Animal Ecology*: 1-11.
- MacLeod K, Fairbairns R, Gill A, Fairbairns B, Gordon J, Blair-Myers C & Parsons ECM (2004) Seasonal distribution of minke whales *Balaenoptera acutorostrata* in relation to physiography and prey off the Isle of Mull, Scotland. *Marine Ecology Progress Series* 277: 263-274.
- Mann J, Connor RC, Barre LM & Heithaus MR (2000) Female reproductive success in bottlenose dolphins (*Tursiops sp.*): Life history, habitat, provisioning, and group-size effects. *Behavioral Ecology* 11: 210-219.
- Marques F (2011) Avaliação da conectividade entre Sítios Natura2000 para invertebrados terrestres usando modelos de distribuição de caracábdeos. Dissertação de Mestrado. Universidade de Lisboa, Lisboa.
- Martínez-Serrano I, Serrano A, Heckel G & Schramm Y (2011) Distribution and home range of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) off Veracruz, Mexico. *Ciencias Marinas* 37: 379-392.
- Martinho F (2012) Residency and behavioural patterns of coastal bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the Arrábida and Tróia shores (Portugal). Dissertação de Mestrado. Universidade de Lisboa, Lisboa.
- Martinho F, Pereira A, Jordão V, Carvalho I, Brito C (2013) Roazes: Habitat e Simpatia. Estudo da utilização de habitat pela população residente de roazes (*Tursiops truncatus*) do estuário do Sado e das interações simpátricas intraespecíficas na zona costeira adjacente. Relatório Técnico da Escola de Mar, Lisboa.
- Martinho F, Pereira A, Brito C, Gaspar R, & Carvalho I (2014) Structure and abundance of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in coastal Setúbal Bay, Portugal. *Marine Biology Research*. DOI:10.1080/17451000.2014. 894244.
- McKinney JA, Hoffmayer ER, Wu W, Fulford R & Hendon JM (2012) Feeding habitat of the whale shark *Rhincodon typus* in the northern Gulf of Mexico determined using species distribution modelling. *Marine Ecology Progress Series* 458: 199-211.
- Mead JG & Potter CW (1995) Recognizing two populations of the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) off the Atlantic coast of North America: morphological and ecological considerations. *IBI Reports* 5: 31-44.
- Möller LM, Wiszniewski J, Allen SJ & Beheregaray LB (2007) Habitat type promotes rapid and extremely localised genetic differentiation in dolphins. *Marine and Freshwater Research* 58: 640-648.
- Morrison ML, Marcot BG & Mannan RW (2006) *Wildlife-habitat relationships: concepts and applications*. Island Press, Washington, DC.
- Natoli A, Peddemors VM & Hoelzel AR (2004) Population structure and speciation in the genus *Tursiops* based on microsatellite and mitochondrial DNA analyses. *Journal of Evolutionary Biology* 17: 363-375.
- Natoli A, Birkun A, Aguilar A, Lopez A & Hoelzel AR (2005) Habitat structure and the dispersal of male and female bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*). *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 272: 1217-1226.
- Nunes, SM (2001) Estudo da utilização do habitat pela população sedentária de golfinhos-roazes, *Tursiops truncatus* (Montagu, 1821) no estuário do Sado, Portugal. Relatório de estágio. Universidade do Algarve, Faro.

- Oshima JEF, Santos MCO, Bazzalo M, Flores PAC & Pupim FN (2010) Home ranges of Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*) (Cetacea: Delphinidae) in the Cananéia estuary, Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 90: 1641-1647.
- Palialexis A, Georgakarakos S, Karakassis I, Lika K & Valavanis VD (2011) Prediction of marine species distribution from presence-absence acoustic data: comparing the fitting efficiency and the predictive capacity of conventional and novel distribution models. *Hydrobiologia* 670: 241-266.
- Panigada S, Zanardelli M, Mackenzie M, Donovan C, Melin F & Hammond PS (2008) Modelling habitat preferences for fin whales and striped dolphins in the Pelagos sanctuary (western Mediterranean Sea) with physiographic and remote sensing variables. *Remote Sensing of Environment* 112: 3400-3412.
- Pearce JL & Boyce MS (2006) Modelling distribution and abundance with presence-only data. *Journal of Applied Ecology* 43: 405-412.
- Pearson RG, Raxworthy CJ, Nakamura M & Townsend AP (2007) Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography* 34: 102-117.
- Peavey L (2010) Predicting pelagic habitat with presence-only data using Maximum Entropy for Olive Ridley Sea turtles in the eastern tropical Pacific. Dissertação de Mestrado. Duke University, USA.
- Pereira A (2012) Behavioural ecology and habitat use of bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) in São Tomé and Príncipe. Dissertação de Mestrado. Universidade de Lisboa, Lisboa.
- Perrin WF, Akin PA & Kashiwada JV (1991) Geographic variation in external morphology of the spinner dolphin *Stenella longirostris* in the eastern Pacific and implications for conservation. *Fishery Bulletin* 89: 411-428.
- Phillips SJ & Dudik M (2008) Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography* 31: 161-175.
- Phillips SJ, Anderson RP & Schapire RE (2006) Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190: 231-259.
- Phillips SJ, Dudik M, Elith J, Graham CH, Lehmann A, Leathwick J & Ferrier S (2009) Sample selection bias and presence-only distribution models: implications for background and pseudo-absence data. *Ecological Applications* 19: 181-197.
- Pittman SJ & McAlpine CA (2003) Movements of Marine Fish and Decapod Crustaceans: Process, Theory and Application. *Advances in Marine Biology* 44: 205-294.
- Ready J, Kaschner K, South AB, Eastwood PD, Rees T, Rius J, Agbayani E, Kullander S & Froese R (2010) Predicting the distributions of marine organisms at the global scale. *Ecological Modelling* 221: 467-478.
- Redfern JV, Ferguson MC, Becker EA, Hyrenbach KD, Good C, Barlow J, Kaschner K, Baumgartner MF, Forney KA, Ballance LT, Fauchald P, Halpin P, Hamazaki T, Pershing AJ, Qian SS, Read A, Reilly SB, Torres L & Werner F (2006) Techniques for cetacean-habitat modeling. *Marine Ecology Progress Series* 310: 271-295.
- Redfern JV, Barlow J, Ballance LT, Gerrodette T & Becker EA (2008) Absence of scale dependence in dolphin-habitat models for the eastern tropical pacific ocean. *Marine Ecology Progress Series* 363: 1-14.
- Reynolds JE, Wells RS & Eide SD (2000) The Bottlenose Dolphin: Biology and Conservation. University Press of Florida, Gainesville.
- Robson BW, Goebel ME, Baker JD, Ream RR, Loughlin TR, Francis RC, Antonelis GA & Costa DP (2004) Separation of foraging habitat among breeding sites of a colonial marine predator, the northern fur seal (*Callorhinus ursinus*). *Canadian Journal of Zoology* 82: 20-29.
- Roszbach KA & Herzing DL (1999) Inshore and offshore bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) communities distinguished by association patterns near Grand Bahama Island, Bahamas. *Canadian Journal of Zoology* 77: 581-92.
- Rupprecht F, Oldeland J & Finckh M (2011) Modelling potential distribution of the threatened tree species *Juniperus oxycedrus*: How to evaluate the predictions of different modelling approaches? *Journal of Vegetation Science* 22: 647-659.

- Saayman GS & Tayler CK (1973) Social organisation of inshore dolphins (*Tursiops aduncus* and *Sousa*) in the Indian Ocean. *Journal of Mammalogy* 54: 993-996.
- Schneider DC (2008) Habitat selection by marine birds in relation to water depth. *Ibis* 139: 175-178.
- Schofield PJ (2003) Habitat selection of two gobies (*Microgobius gulosus*, *Gobiosoma robustum*): influence of structural complexity, competitive interactions, and presence of a predator. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 288: 125-137.
- Scott MD & Chivers SJ (1990) Distribution and herd structure of bottlenose dolphins in the Eastern Tropical Pacific Ocean. In: Leatherwood S & Reeves RR (eds) *The bottlenose dolphin*. Academic Press, San Diego, CA, p 387-402.
- Seabra MI, Silva MA, Magalhães S, Prieto R, August P, Vigness-Raposa KV & Lafon RS (2005) Distribution and habitat preferences of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) and sperm whales (*Physeter macrocephalus*) with respect to physiographic and oceanographic factors in the waters around the Azores. *Proceedings of the 19th Annual Conference of the European Cetacean Society*, La Rochelle, France.
- Seaman DE, Millsaugh JJ, Kernohan BJ, Brundige GF, Raedeke KJ, Gitzen RA (1999) Effects of sample size on kernel home range estimates. *The Journal of Wildlife Management* 63: 739-747.
- Segura I, Rocha-Olivares A, Flores-Ramirez S & Rojas-Bracho L (2006) Conservation implications of the genetic and ecological distinction of *Tursiops truncatus* ecotypes in the Gulf of California. *Biological Conservation* 133: 336-346.
- Sellas AB, Wells RS & Rosel PE (2005) Mitochondrial and nuclear DNA analyses reveal fine scale geographic structure in bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the Gulf of Mexico. *Conservation Genetics* 6: 715-728.
- Sequeira ML (1988) Mamíferos marinhos da costa portuguesa. Relatório de Estágio da Licenciatura em Recursos Faunísticos e Ambiente. Universidade de Lisboa, Lisboa.
- Sequeira M, Matias S, Farinha JC, Gaspar R, Silva C, Augusto J, Ferreira CV, Fonseca MJ, Narra P & Luis AR (2009) Bases para o plano de acção para a salvaguarda e monitorização da população de roazes do estuário do Sado. Instituto da Conservação da Natureza e da Biodiversidade.
- Silva MA, Prieto R, Magalhães S, Seabra MI, Santos RS & Hammond PS (2008) Ranging patterns of bottlenose dolphins living in oceanic waters: implications for population structure. *Marine Biology* 156: 179-192.
- Silverman BW (1986) *Density Estimation for Statistics and Data Analysis*. Chapman & Hall, London.
- Shane SH (1987) The behavioral ecology of the bottlenose dolphin. Tese de Doutorado. University of California, Santa Cruz, California.
- Shane SH (1990) Behavior and ecology of the bottlenose dolphins at Sanibel island, Florida. In: Leatherwood S & Reeves RR (eds) *The bottlenose dolphin*. Academic Press, San Diego, CA, p 245-265.
- Shane SH, Wells RS & Würsig B (1986) Ecology, behavior and social organization of the bottlenose dolphin: A review. *Marine Mammal Science* 2: 34-63.
- Shane RS, Bonduriansky R & Brooks RJ (1999) Eliminating autocorrelation reduces biological relevance of home range estimates. *Journal of Animal Ecology* 68: 221-234.
- Smith BD, Abdullah M, Di Yan A, Mansur RM, Mansur EF & Ahmed B (2010) Identification and channel characteristics of cetacean hotspots in waterways of the eastern Sundarbans mangrove forest, Bangladesh. *Oryx* 44: 241-247.
- Smith H (2012) Population dynamics and habitat use of bottlenose dolphins (*Tursiops aduncus*), Bunbury, Western Australia. Tese de Doutorado. Murdoch University, Australia.
- Stachura-Skierczynska K, Tumiel T & Skierczynski M (2009) Habitat prediction model for three-toed woodpecker and its implications for the conservation of biologically valuable forests. *Forest Ecology and Management* 258: 697-703.
- Teixeira A (1979) Marine mammals of the Portuguese Coast. *Zeitschrift für Säugetierkunde* 44: 221-238.
- Teixeira AM & Duguy R (1981) Observations de Delphinidés dans les eaux cotières Portugaise. Relatórios de Actividades do Aquário Vasco da Gama: 9.

- Tezanos-Pinto G, Baker CS, Russell K, Martien K, Baird RW, Hutt A, Stone G, Mignucci-Giannoni AA, Caballero S, Endo T, Lavery S, Oremus M, Olavarria C & Garrigue C (2008) A worldwide perspective on the population structure and genetic diversity of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in New Zealand. *Journal of Heredity* 100: 11-24.
- Thorne L, Johnston DW, Urban DL, Tyne J, Bejder L, Baird RW, Yin S, Rickards SH, Deakos MH, Mobley JR, Pack AA & Hill MC (2012) Predictive modelling of spinner dolphin (*Stenella longirostris*) resting habitat in the main Hawaiian Islands. *PLoS ONE* 7: e43167. doi:10.1371/journal.pone.0043167
- Torres LG & Read JA (2009) Where to catch a fish? The influence of foraging tactics on the ecology of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in Florida Bay, Florida. *Marine Mammal Science* 25: 797-815.
- Tsoar A, Allouche O, Steinitz O, Rotem D & Kadmon R (2007) A comparative evaluation of presence-only methods for modelling species distribution. *Diversity and Distributions* 13: 397-405.
- Urian KW, Hofmann S, Wells RS & Read AJ (2009) Fine-scale population structure of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in Tampa Bay, Florida. *Marine Mammal Science* 25: 619-638.
- VanWaerebeek K, Reyes JC, Read AJ & McKinnon JS (1990) Preliminary observations of bottlenose dolphins from the Pacific coast of South America. In: Leatherwood S & Reeves RR (eds) The bottlenose dolphin. Academic Press, San Diego, CA, p 143-154.
- Via S (2002) The ecological genetics of speciation. *The American Naturalist* 159: S1-S7.
- Wang JY, Chou LS & White BN (1999) Mitochondrial DNA analysis of sympatric morphotypes of bottlenose dolphins (genus: *Tursiops*) in Chinese waters. *Molecular Ecology* 8: 1603-1612.
- Wang JY, Chou LS & White BN (2000a) Differences in the external morphology of two sympatric species of bottlenose dolphins (genus *Tursiops*) in the waters of China. *Journal of Mammalogy* 81: 1157-1165.
- Wang JY, Chou LS & White BN (2000b) Osteological differences between two sympatric forms of bottlenose dolphins (genus *Tursiops*) in Chinese waters. *Journal of Zoology*, London 252: 147-62.
- Weir JS, Duprey NMT & Wursig B (2008) Dusky Dolphin (*Lagenorhynchus obscurus*) Subgroup Distribution: are shallow waters a refuge for nursery groups? *Canadian Journal of Zoology*: 1225-1234.
- Wells RS (1991) The role of long-term study in understanding the social structure of a bottlenose dolphin community. In: Pryor K & Norris K (eds) Dolphin Societies: Discoveries and Puzzles. University of California Press, California, p 199-225.
- Wells RS (2003) Dolphin social complexity: Lessons from long-term study and life history. In: de Waal FBM & Tyak PL (eds) Animal Social Complexity: Intelligence, Culture, and Individualised Societies. Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts, p 32-56.
- Wells RS & Scott MD (1999) Bottlenose dolphin *Tursiops truncatus* (Montagu, 1821). In: Ridgway SH & Harrison R (eds) Handbook of Marine Mammals, Volume VI, The Second Book of Dolphins and Porpoises. Academic Press, San Diego, CA, p 137-182.
- Wells RS & Scott MD (2009) Common Bottlenose Dolphin *Tursiops truncatus*. In: Perrin WF, Würsig B & Thewissen H (eds) Encyclopedia of Marine Mammals. Academic Press, San Diego, CA, p 249-255.
- Wells RS, Rhinehart HL, Cunningham P, Whaley J, Baran M, Koberna C & Costa DP (1999) Long distance offshore movements of bottlenose dolphins. *Marine Mammal Science* 15: 1098-1114.
- Wiley DN, Wenzel FW & Young SB (1994) Extralimital residency of the bottlenose dolphin in the western North Atlantic. *Marine Mammal Science* 10: 223-226.
- Wiley EO, McNyset KM, Peterson AT, Robins CR & Stewart AM (2003) Niche modeling and geographic range predictions in the marine environment using a machine-learning algorithm. *Oceanography* 16: 120-127.
- Williams JA, Dawson SM & Slooten E (1993) The abundance and distribution of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in Doubtful Sound, New Zealand. *Canadian Journal of Zoology* 71: 2080-2088.
- Wilson B, Thompson PM & Hammond PS (1997) Habitat use by bottlenose dolphins: seasonal distribution and stratified movement patterns in the Moray Firth. Scotland. *Journal Applied Ecology* 34: 1365-1374.

- Wilson B, Hammond P & Thompson PM (1999) Estimating size and assessing trends in a coastal bottlenose dolphin population. *Ecological Applications* 9: 288-300.
- Wilson B, Reid RJ, Grellier K, Thompson PM & Hammond PS (2004) Considering the temporal when managing the spatial: a population range expansion impacts protected areas-based management for bottlenose dolphins. *Animal Conservation* 7: 331-338.
- Wisz MS, Hijmans RJ, Li J, Peterson AT, Graham CH, Guisan A & NCEAS Predicting Species Distributions Working Group (2008) Effects of sample size on the performance of species distribution models. *Diversity and Distributions*, DOI: 10.1111/j.1472-4642.2008.00482.x.
- Wiszniewski J, Allen SJ & Möller LM (2009) Social cohesion in a hierarchically structured embayment population of Indo-Pacific bottlenose dolphins. *Animal Behaviour* 77: 1449-1457.
- Wolf SR (2013) Home range use and distribution of resident bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the Cres-Losinj Archipelago (northeastern Adriatic Sea, Croatia). Dissertação de Mestrado. University of Western Illinois, EUA.
- Worton BJ (1987) A review of models of home range for animal movement. *Ecological Modelling* 38: 277-298.
- Worton BJ (1989) Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. *Ecology* 70: 164-168.
- Würsig B & Jefferson TA (1990) Methods of photo-identification for small cetaceans. *Report of the International Whaling Commission (Special Issue)* 12: 43-52.
- Young N, Carter L & Evangelista P (2011) A MaxEnt Model v3.3.3e Tutorial (ArcGIS v10). Colorado State University. Acedido a 10/10/2013, disponível em: [http://ibis.colostate.edu/WebContent/WS/ColoradoView/TutorialsDownloads/A\\_Maxent\\_Model\\_v7](http://ibis.colostate.edu/WebContent/WS/ColoradoView/TutorialsDownloads/A_Maxent_Model_v7)
- Zar JH (2009) *Biostatistical Analysis* (5th Edition). Pearson Education, New Jersey, USA.
- Zhou K & Qian W (1985) Distribution of the dolphins of the genus *Tursiops* in the China Seas. *Aquatic Mammals* 1: 16-19.



## Apêndice I

Matriz de correlação dos valores das variáveis ambientais observados para a população de golfinhos-roazes residente no estuário do Sado (fundo amarelo) e para a população de golfinhos roazes costeiros (fundo branco). Valores a vermelho assinalam as variáveis correlacionadas.

Variáveis ambientais									
	Temp. <sup>a</sup> à superfície do mar (°C)	Temp. <sup>a</sup> à superfície do mar (°C)	Declive (°)	Distância à costa (m)	Direção da costa_sen (E-O)	Direção da costa_cos (N-S)	Orientação do fundo_sen (E-O)	Orientação do fundo_cos (N-S)	Profundidade (m)
Temp. <sup>a</sup> à superfície do mar_dp (°C)	-0,4215 p=0,045		-0,1903 p=0,385	-0,1448 p=0,510	0,4143 p=0,049	0,1604 p=0,465	-0,3142 p=0,144	-0,0676 p=0,759	-0,5846 p=0,003
Temp. <sup>a</sup> à superfície do mar (°C)		0,1934 p=0,226	0,0210 p=0,924	0,4369 p=0,037	-0,0401 p=0,856	-0,0730 p=0,741	0,0422 p=0,848	0,1826 p=0,404	0,2534 p=0,243
Declive (°)		-0,2235 p=0,160		-0,2696 p=0,213	-0,0143 p=0,948	-0,0943 p=0,669	0,0143 p=0,948	-0,0198 p=0,929	0,1550 p=0,480
Distância à costa (m)		-0,4611 p=0,002	0,2248 p=0,158		-0,0704 p=0,750	0,0897 p=0,684	0,1067 p=0,628	0,1323 p=0,547	0,0561 p=0,799
Direção da costa_sen (E-O)		-0,2080 p=0,192	0,1570 p=0,327	0,1555 p=0,332		-0,0802 p=0,716	-0,1599 p=0,466	0,0079 p=0,971	-0,6442 p=0,001
Direção da costa_cos (N-S)		0,1983 p=0,214	-0,0617 p=0,702	-0,0114 p=0,944	-0,1463 p=0,362		0,3292 p=0,125	-0,0060 p=0,978	-0,2637 p=0,224
Orientação do fundo_sen (E-O)		0,1590 p=0,321	-0,2620 p=0,098	-0,4896 p=0,001	-0,3342 p=0,033	0,2412 p=0,129		0,2552 p=0,240	-0,1469 p=0,504
Orientação do fundo_cos (N-S)		0,2325 p=0,144	-0,1984 p=0,214	-0,3120 p=0,047	-0,1572 p=0,326	0,2820 p=0,074	0,6242 p=0,000		-0,2904 p=0,179
Profundidade (m)		-0,3976 p=0,010	0,1305 p=0,416	0,8667 p=0,000	0,0943 p=0,558	0,1299 p=0,418	-0,2467 p=0,120	-0,1066 p=0,507	

## Apêndice II

Valores de  $p$  para todos os valores do parâmetro limite testados pelo Maxent para os modelos obtidos para cada uma das duas populações de golfinhos-roazes em estudo.

Descrição do parâmetro limite	Sado	Costeiros
	$p$ -value	$p$ -value
Fixed cumulative value 1	0.0133	0.0094
Fixed cumulative value 5	0.0171	0.0087
Fixed cumulative value 10	0.0113	0.0050
Minimum training presence	0.0112	0.0090
10 percentile training presence	0.0111	0.0058
Equal training sensitivity and specificity	0.0100	0.0053
Maximum training sensitivity plus specificity	0.0112	0.0085
Equal test sensitivity and specificity	0.0008	0.0071
Maximum test sensitivity plus specificity	0.0008	0.0004
Balance training omission, predicted area and threshold value	0.0093	0.0137
Equate entropy of thresholded and original distributions	0.0122	0.0064

## Apêndice III

Resultados do teste estatístico não paramétrico de  $\chi^2$  para a distribuição das duas populações de roazes em relação às variáveis ambientais analisadas no presente estudo.

Variável ambiental	Sado				Costeiros			
	N	$\chi^2$	Graus de Liberdade	$p$ -value	N	$\chi^2$	Graus de Liberdade	$p$ -value
Temp. <sup>a</sup> à superfície do mar_dp (°C)	25	324.40	4	< 0.001	42	376.76	4	< 0.001
Temp. <sup>a</sup> à superfície do mar (°C)	25	230.40	4	< 0.001	42	354.65	4	< 0.001
Declive (°)	23	400.00	4	< 0.001	41	376.20	4	< 0.001
Distância à costa (m)	27	400.00	4	< 0.001	43	377.29	4	< 0.001
Direção da costa_sen (E-O)	27	3.57	4	> 0.05	43	38.72	4	< 0.001
Direção da costa_cos (N-S)	27	240.88	4	< 0.001	43	335.10	4	< 0.001
Orientação do fundo_sen (E-O)	25	38.40	4	< 0.001	42	83.11	4	< 0.001
Orientação do fundo_cos (N-S)	25	400.00	4	< 0.001	42	400.00	4	< 0.001
Profundidade (m)	27	400.00	4	< 0.001	43	377.29	4	< 0.001

## Apêndice IV

Resultados do teste estatístico não paramétrico de Mann-Whitney para os valores das variáveis ambientais analisadas no presente estudo para as duas populações de roazes.

Variável ambiental	Mann-Whitney			
	Sado (N <sub>1</sub> )	Costeiros (N <sub>2</sub> )	U	p-value
Temp. <sup>a</sup> à superfície do mar_dp (°C)	25	42	367,0	0.04
Temp. <sup>a</sup> à superfície do mar (°C)	25	42	231,0	<0.001
Declive (°)	23	41	177,5	< 0.001
Distância à costa (m)	27	43	331,5	0.003
Direção da costa_cos (N-S)	27	43	362,0	0.009
Orientação do fundo_sen (E-O)	25	42	337,5	0.02
Orientação do fundo_cos (N-S)	25	42	224,5	< 0.001
Profundidade (m)	27	43	118,0	< 0.001